



Editores:
Luis Ángel Ruiz
Javier Estornell
Manuel Erena

TELEDETECCIÓN

NUEVAS PLATAFORMAS Y SENSORES
APLICADOS A LA GESTIÓN DEL AGUA, LA AGRICULTURA Y EL MEDIO AMBIENTE

ASOCIACIÓN
ESPAÑOLA
DE TELEDETECCIÓN



Instituto Murciano de Investigación
y Desarrollo Agrario y Alimentario

XVII CONGRESO DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN

TELEDETECCIÓN

NUEVAS PLATAFORMAS Y SENSORES

APLICADOS A LA GESTIÓN DEL AGUA, LA AGRICULTURA Y EL MEDIO AMBIENTE

LIBRO DE ACTAS

Editores:
Luis Ángel Ruiz
Javier Estornell
Manuel Erena

EDITORIAL
UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Nuevas plataformas y sensores de teledetección

Aplicados a la gestión del agua, la agricultura y el medio ambiente

Los contenidos de esta publicación han sido evaluados por el Comité Científico que en ella se relaciona

Editores científicos

Luis Ángel Ruiz
Javier Estornell
Manuel Erena

Editorial

2017 Editorial Universitat Politècnica de València
www.lalibreria.upv.es / Ref.: 6418_01_01_01

Maquetación

Enrique Mateo, Triskelion diseño editorial

ISBN: 978-84-9048-650-4 (versión impresa)

Dépósito legal: V-2513-2017

Imagen de portada: Composición en color de las bandas 4, 3 y 2 (RGB) de una imagen del Mar Menor (Murcia) adquirida el 4 de agosto de 2017 por el satélite Sentinel 2A de la ESA.

Este congreso ha recibido ayuda de:

- Organización de congresos y reuniones científico-técnicas 2017 (Expediente 20124/OC/17) financiado por la Fundación Séneca-Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia con cargo al Programa Regional "Jiménez de la Espada" de Movilidad Investigadora, Cooperación e Internacionalización".
- La Universidad Politécnica de Cartagena.
- Proyecto 14-20-15 (Diseño y puesta en marcha de una infraestructura de datos espaciales sobre agricultura y agua en la Región de Murcia-IDEaRM), cofinanciado al 80% con fondos FEDER

La Editorial UPV autoriza la reproducción, traducción y difusión parcial de la presente publicación con fines científicos, educativos y de investigación que no sean comerciales ni de lucro, siempre que se identifique y se reconozca debidamente a la Editorial UPV, la publicación y los autores. La autorización para reproducir, difundir o traducir el presente estudio, o compilar o crear obras derivadas del mismo en cualquier forma, con fines comerciales/lucrativos o sin ánimo de lucro, deberá solicitarse por escrito al correo edicion@editorial.upv.es.

Impreso en España

Prólogo

El XVII Congreso Nacional de Teledetección se celebra coincidiendo con la “**Semana Mundial del Espacio**” declarada por la ONU en 1999, ya que el **4 de Octubre** de 1957 se lanzó al espacio el primer satélite artificial de observación de la Tierra, el **Sputnik I**, lo que abrió el camino para la exploración del espacio hasta el **10 de Octubre** de 1967, fecha en la entró en vigor el Tratado sobre los principios que deben regir las actividades de los Estados en la exploración y utilización del espacio.

El 4 de Octubre de 2017, **60 años** después de este evento y hasta el día 6 Octubre, se celebra en Murcia el **XVII Congreso de la Asociación Española de Teledetección (AET)**, bajo el lema “**Nuevas plataformas y sensores de teledetección**” aplicados a la gestión del Agua, la Agricultura y el Medio Ambiente.

Desde el lanzamiento por la **NASA** del primer satélite artificial para el estudio de los recursos naturales, el ERTS I, después denominado **Landsat I**, el **23 de Julio de 1972**, los sistemas de observación de la Tierra han venido demostrando su enorme potencial como fuentes de datos y como herramientas para el análisis, la investigación o la definición y control de políticas medio ambientales.

El 8 de Septiembre de 2017 se ha celebrado también el 50 aniversario del Centro Europeo de Operaciones Espaciales, los esfuerzos de la EU en la observación de la Tierra han crecido año tras año y se amplían a nuevas plataformas y satélites como el **SENTINEL 5** de la **ESA**, que será lanzado el próximo 13 de octubre de 2017, el satélite **PAZ** promocionado desde el **CDTI**, que tiene previsto su lanzamiento el último trimestre de 2017, las nuevas **plataformas Aéreas ICTS** del **INTA** que están en desarrollo y los **drones** dotados con cámaras multispectrales cada vez más potentes y económicos. Con

todo ello, es de esperar una gran variedad y progresión de nuevos productos y servicios operativos de la teledetección.

Tal y como proponen las iniciativas de **COPERNICUS**, es el momento de volcar los esfuerzos en el fortalecimiento de las sinergias entre la investigación, el desarrollo industrial y sobre todo los usuarios, para lograr una mejor implementación de servicios con un mayor reconocimiento de la sociedad.

Quiero agradecer a la **Junta Directiva de la AET** la confianza depositada en el **IMIDA** para hacer posible este evento, a los patrocinadores, los compañeros del grupo de Sistemas de Información geográfica y Teledetección, el Comité Científico, el de Organización y el de Honor por su apoyo a este evento.

Una mención especial por dedicación a José Antonio Sobrino, presidente de la **AET**, Luis Ángel Ruiz y Javier Estornell de la **Universitat Politècnica de València**, Sandra García de la **Universidad Politécnica de Cartagena**, Emilio Domenech y Guillermo Villa del **Instituto Geográfico Nacional**, José María Bernabé de la **Confederación Hidrográfica del Segura**, Rafael Melendreras y Ramón Pablo García de la **Universidad Católica de Murcia**, Tomás F. Sevilla de **Airbus Defence and Space**, Isabel Saura de **Gade Eventos** por su dedicación y a Luis Navarro, Gerente del **IMIDA**, por su apoyo en la organización de este evento.

Manuel Erena,
Presidente del comité organizador
Murcia, octubre de 2017

Introducción

En estas Actas se recogen las comunicaciones presentadas en el XVII Congreso de la Asociación Española de Teledetección, celebrado en el Auditorio y Centro de Congresos Víctor Villegas de Murcia entre el 3 y el 7 de octubre de 2017 y organizado por el Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario (IMIDA). Como cada dos años, este foro congrega a investigadores, empresas y gestores en el área y en él se presentan los últimos avances científicos y técnicos en el ámbito de la teledetección que tienen lugar en nuestro país. En esta ocasión, el lema del congreso, "Nuevas plataformas y sensores de teledetección", hace alusión a la irrupción durante los últimos años de los vehículos aéreos no tripulados y a las distintas misiones internacionales de observación de la Tierra, como es el caso de los nuevos satélites *Sentinel* del programa europeo *Copernicus*, con capacidad para albergar un amplio espectro de sensores y obtener datos a diferentes escalas de trabajo y permitiendo ampliar cada vez más el conjunto de aplicaciones de la teledetección.

En esta ocasión se han seleccionado 121 trabajos para su presentación, todos ellos evaluados por dos miembros del Comité Científico, formado por 49 especialistas en las distintas áreas temáticas del congreso. De ellos, 75 se presentan en forma de comunicación oral a lo largo de las 16 sesiones científicas programadas y 46 como comunicación en formato póster. Además, durante el congreso se han programado tres conferencias invitadas a cargo de expertos nacionales e internacionales, dos sesiones completas dedicadas al programa *Copernicus* en las que se tratan diferentes aspectos relacionados con el desarrollo y la transferencia de servicios en nuestro país y una sesión

con presentaciones técnicas de empresas. Las sesiones científicas se han dividido en las siguientes áreas temáticas:

- Meteorología y Cambio Climático (11)
- Agricultura y Recursos Hídricos (18)
- Bosques (6)
- Incendios Forestales (12)
- Medio Ambiente y Geología (16)
- Oceanografía, Limnología y Aguas continentales (8)
- Fotogrametría, Cartografía y SIG (15)
- Procesado y Análisis de Imágenes (21)
- Vehículos no tripulados – UAV (7)
- Divulgación y Formación (5)

Tras la celebración del congreso, algunas de las ponencias serán seleccionadas por el Consejo de Redacción para su ampliación y publicación en la **Revista de Teledetección** (<https://polipapers.upv.es/index.php/raet/>), con objeto de conferir una mayor difusión científica a los contenidos temáticos y avances presentados en el congreso.

Transmitimos nuestro agradecimiento a todos los autores que han presentado sus trabajos y compartido los resultados de su trabajo y esfuerzo, a los miembros del comité científico por la revisión de las comunicaciones con tan poco margen de tiempo y, como no, a los miembros del comité organizador por materializar este evento y ofrecernos su apoyo y entusiasmo.

Luis Ángel Ruiz
Javier Estornell
Manuel Erena
Editores

Comité de honor

Vázquez Rojas, Juan María.

*Secretario General de Ciencia e Innovación.
Ministerio de Economía, Industria y Competitividad.
Gobierno de España.*

Jódar Alonso, Francisco.

*Consejero de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca de la
Región de Murcia.*

Belda Esplugues, Fernando.

*Director, Observing and Information Systems Department,
WMO - World Meteorological Organization.*

Fernández Monistrol, José Antonio.

*Director Infraestructuras de Agencia Estatal de Meteorología-
AEMET- Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y
Medio Ambiente. MAPAMA.*

Pérez Hernández, Fulgencio.

*Director General de Innovación, Producciones y Mercados; y
del IMIDA. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca
de la Región de Murcia.*

Ródenas Cañada, Miguel Ángel.

*Presidente de la Confederación Hidrográfica del Segura-CHS.
Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio
Ambiente. MAPAMA. Gobierno de España.*

Arozarena Villar, Antonio.

*Vocal Asesor de Observación del Territorio-Instituto
Geográfico Nacional-IGN. Ministerio de Fomento.
Gobierno de España.*

Soroosh Sorooshian.

*Director, Center for Hydrometeorology and Remote Sensing-
CHRS, University of California. Irvine. USA.*

Sobrino Rodríguez, José Antonio.

*Director de la Unidad de Cambio Global.
Universitat de València.
Presidente de la Asociación Española de Teledetección-AET.*

Comité organizador local

Erena Arrabal, Manuel

Instituto Murciano de Investigación A.-IMIDA

García Galiano, Sandra

Universidad Politécnica de Cartagena-UPCT

Melendreras Ruiz, Rafael

Universidad Católica de San Antonio-UCAM

Pérez Cutillas, Pedro

Universidad de Murcia-UMU

Palenzuela Cruz, Juan Esteban

Delegado AEMET en Murcia. MAPAMA.

García Sánchez, Rafael M.

C. de Agua, Agricultura y M. Ambiente. CARM

Ballesta German, Ignacio

C. de Transparencia, Participación. CARM

Secretaría técnica y de Organización

Saura Martínez, Isabel

Gade Eventos

López Morales, Juan Antonio

IMIDA

Sánchez Fernández, Diana

IMIDA

Porrás Castillo, Ignacio

IMIDA

Fernández Fornos, Lara

SM Geodim

García García, Ramón Pablo

UCAM

Comité científico

Coordinador

Ruiz Fernández, Luis Ángel
Universitat Politècnica de València

Secretario:

Estornell Cremades, Javier
Universitat Politècnica de València

Miembros:

Aguado Suárez, Inmaculada,
Universidad de Alcalá de Henares

Alonso Sarría, Francisco
Universidad de Murcia

Arbelo Pérez, Manuel
Universidad de La Laguna

Cabello Piñar, Javier
Universidad de Almería

Calle Montes, Abel
Universidad de Valladolid

Cámara Artigas, Rafael
Universidad de Sevilla

Conesa Martínez, Agustín
Universidad Miguel Hernández

Camps Carmona, Adriano José
Universidad Politècnica de Catalunya

Calera Belmonte, Alfonso
Universidad de Castilla La Mancha

Caselles, Vicente
Universitat de València

Chuvieco Salinero, Emilio
Universidad de Alcalá de Henares

Cristóbal Rosselló, Jordi
University of Alaska Fairbanks

De la Riva, Juan
Universidad de Zaragoza

De Miguel Llanes, Eduardo
Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial

Díaz-Delgado, Ricardo
Estación Biológica de Doñana, CSIC

García Alonso, Mariano
University of Leicester, Reino Unido

García-Pintado, Javier
University of Bremen -MARUM

García Rodríguez, Rafael
Universidad Politècnica de Madrid

Gilbert Navarro, María Amparo
Universitat de València

Gómez Miguel, Beatriz
Área de Innovación Tecnológica, Guardia Civil

Gómez Sánchez, José Antonio
Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial

González Alonso, Federico
I. N. I. A

González de Audicana Amenábar, María
Universidad Pública de Navarra

Gonzalo Martín, Consuelo
Universidad Politècnica de Madrid

Gutiérrez de la Cámara Ara, M^a Jesús
Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial

Hernández Clemente, Rocío
Universidad de Swansea, Reino Unido

Jiménez Michavila, Marcos
Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial

Jiménez Muñoz, Juan Carlos
Universitat de València

Jiménez-Berni, José
CSIRO Plant Phenomics, Australia

Lobo Aleu, Agustín
ICTJA-CSIC

López Sánchez, Juan Manuel
Universidad de Alicante

Martín Isabel, María del Pilar
I. de Economía Geografía y Demografía, CSIC

Merino de Miguel, Silvia
Universidad Politécnica de Madrid

Montesinos Aranda, Salomón
SM Geodim

Moreira Madueño, José Manuel
C. de Medio A. y O. del T., Junta de Andalucía

Moreno Méndez, José
Universitat de València

Peces Morera, Juan José
Instituto Geográfico Nacional

Pérez Aragües, Fernando
Instituto Cartográfico y Geológico de Cataluña

Pons Fernández, Xavier
Universidad Autónoma de Barcelona, CREAM

Recondo González, Carmen
Universidad de Oviedo

Rodríguez Galiano, Víctor
Universidad de Sevilla

Ruiz Verdú, Antonio
Universitat de València

Sánchez Martín, Nilda
Universidad de Salamanca

Sánchez-Azofeifa, Arturo
Universidad de Alberta, Canadá

Sánchez Tomás, Juan Manuel
Universidad de Castilla La Mancha

Serra Ruiz, Pere
Universidad Autónoma de Barcelona, CREAM

Sobrino Rodríguez, José A.
Universitat de València

Villa Alcázar, Guillermo
Instituto Geográfico Nacional

Yebra, Marta
Australian National University



iii	Prólogo
v	Introducción
vii	Comité de honor
vii	Comité organizador local
vii	Secretaría técnica y de Organización
ix	Comité científico
1	SECCIÓN 01 Meteorología y cambio climático
3	Extracción de propiedades ópticas de nubes mediante imágenes DSCOVR-EPIC: modelo de transferencia radiativa y algoritmo de inversión <i>Molina, V., Doicu, A., Calle, A., Loyola, D.</i>
7	Integración de MODIS en el modelo de balance de energía STSEB para su aplicación operativa a escala regional <i>Sánchez, J. M., Galve, J. M., Bisquert, M., Valor, E., Caselles, V.</i>
11	Comparación entre las temperaturas de superficie obtenidas con MODIS y las temperaturas <i>in situ</i> medidas en la península Hurd, isla Livingston, Antártida: Primeros resultados <i>Recondo, C., Peón, J., Pendás, E., de Pablo, M. A., Calleja, J. F., Fernández, S.</i>
15	Validación de un producto de precipitación global cercano a tiempo real para el seguimiento de extremos meteorológicos <i>Cánovas-García, F., García-Galiano, S., Karbalaee, N.</i>
19	Evaluación de las estimas de precipitación desde satélite PERSIANN-CDR para la España Peninsular <i>García-Galiano, S., Giraldo-Osorio, J. D., Hsu, K. L., Sorooshian, S., Erena, M.</i>
23	Incorporación de la temperatura de la superficie terrestre obtenida desde satélite para la mejora de modelos predictivos de temperatura del aire <i>Mira, M., Ninyerola, M., Batalla, M., Pesquer, L., Pons, X.</i>
27	ForestCO2: monitorización de sumideros de carbono en masas de <i>Pinus halepensis</i> en la Región de Murcia <i>Sanchez, T., Martín, S., Tomé, J. L., Navarro, J. A., Fernández-Landa, A.</i>

- 31 **Comparación de la medida de la temperatura de la superficie terrestre en campo mediante radiómetros y pirogeómetros. Implicaciones para el calibrado de sensores en vuelo**
Valor, E., Sánchez, J. M., Niclòs, R., Moya, R., Barberá, M. J., Caselles, V., Coll, C.
- 35 **Desarrollo de un nuevo producto de temperatura para la región del Amazonas**
Gomis-Cebolla, J., Jiménez-Muñoz, J. C., Sobrino, J. A., Soria, G., Julien, Y., Skokovic, D.
- 39 **Imágenes Radar de alta resolución para la caracterización de la cobertura nival en la Isla Decepción (Antártida Marítima)**
Jiménez, J. J., Mora, C., Ramos, M., Vieira, G., Fernández, S., de Pablo, M. A., Recondo, C.
- 45 **Adquisición de datos verdad-terreno para evaluar la temperatura de la superficie terrestre obtenida desde satélite: el producto S-NPP VIIRS**
Niclòs, R., Pérez-Planells, L., Valiente, J. A., Coll, C., Barberá, M. J., Caselles, V.

49 SECCIÓN 02 Agricultura y recursos hídricos

- 51 **Evolución de la evapotranspiración y el estrés hídrico de la vegetación de dehesa en la Península Ibérica (2001-2015)**
González-Dugo, M. P., Chen, X., Andreu, A., Carpintero, E., Gómez-Giráldez, P., Su, Z.
- 55 **¿Es posible calibrar un modelo eco-hidrológico en una cuenca no aforada utilizando exclusivamente el NDVI de satélite?**
Francés, F., Ruiz-Pérez, G.
- 59 **Objetivos y primeros resultados del proyecto SENSAGRI (Sentinels Synergy for Agriculture)**
Ruiz-Verdú, A., Delegido, J., Verrelst, J., Tenjo, C., Pasqualotto, N., Moreno, J.
- 63 **Estimación del contenido en agua de la cubierta vegetal de diversos cultivos mediante dos nuevos índices hiperespectrales: *Water Absorption Area Index* y *Depth Water Index***
Pasqualotto, N., Delegido, J., Van Wittenberghe, S., Verrelst, J., Moreno, J.
- 67 **Influencia del equilibrio en el tamaño de muestra de entrenamiento en la clasificación de cultivos obtenida mediante Random Forests**
Arantzazu, A., Álvarez-Mozos, J.
- 71 **Cuantificación del estrés hídrico de una parcela de melocotonero mediante la integración de CWSI con el modelo de balance de energía METRIC a partir de imágenes térmicas e hiperespectrales de alta resolución espacial**
Ramírez-Cuesta, J. M., Zarco-Tejada, P. J., Testi, L., Lorite, I., Rubio-Asensio, J. S., Intrigliolo, D. S., González-Dugo, V.
- 77 **Estimación de la altura de arrozales mediante interferometría polarimétrica SAR en banda X**
López-Sánchez, J. M., Vicente-Guijalba, F., Romero-Puig, N.
- 81 **Comparación y ajuste en zonas agrícolas de índices de vegetación derivados de Landsat-8 y Sentinel-2**
Tello, J., Gómez-Báguena, R., Casterad, M. A.
- 85 **Evaluación de imágenes multitemporales WorldView 2-3 para la clasificación de castaños en Tenerife**
Marchetti, F., Arbelo, A., Alonso-Benito, A., Arbelo, M., Hernández-Leal, P. A., Moreno, J. A.
- 89 **Comparación de dos modelos físicos de balance de energía para la estimación de la evapotranspiración en zonas agrícolas**
Gomis-Cebolla, J., Jiménez-Muñoz, J. C., Sobrino, J. A., Soria, G., Julien, Y., Skokovic, D.
- 93 **Desarrollo de metodologías para la caracterización y evaluación de daños por sequía en cereales y almendro**
Montesinos, S., Erena, M., Fernández, L., López, J. A.
- 97 **Estimación de la superficie de los cultivos y la evapotranspiración de los regadíos de la Cuenca del Guadalquivir por Teledetección**
Sánchez, B., González-Dugo, M. P., Mateos, L., Cifuentes, V. J., Escudero, R.
- 101 **Variación espacio-temporal de la fenología del arroz en Aragón a partir de información multispectral satelital**
Guillén, M., Moreno-García, B., Quílez, D., Casterad, M. A.
- 105 **Análisis multitemporal de la pérdida de la capacidad hídrica a causa de los cambios generados en los suelos usando imágenes Landsat: Estudio de caso Córdoba-Colombia entre los años 1985 y 2016**
Martín-Vega, D., Pulido, J., Upegui, E. S.

- 109 **Mejora en la calibración de un modelo hidrológico distribuido en base a teledetección**
Olmos, P., García-Galiano, S., Martínez-Pérez, J. A.
- 113 **Explorando nuevas posibilidades en la estimación de la temperatura de superficie (LST) en zonas agrícolas. Análisis multiescala**
Sánchez, J. M., González, J., Galve, J. M., Hernández, D., Bisquert, M., Nicolòs, R.
- 117 **Comportamiento de las escalas temporales “número de días”, “grados-día” y “evapotranspiración de referencia” en la monitorización de la fenología del trigo y su relación con la evolución temporal del NDVI en Albacete**
González, L., Campos, I., Calera, A.
- 121 **Estimación de la producción y el rendimiento de la cosecha de trigo en Andalucía mediante modelos basados en series temporales de imágenes de satélite**
Egea-Cobrero, V., Rodríguez-Galiano, V., Sánchez-Rodríguez, E.

125 **SECCIÓN 03 Bosques**

- 127 **Aplicaciones de LiDAR para inventario forestal exhaustivo y cartografía de la estructura 3D en una dehesa mediterránea**
Martínez-Prentice, R., Vicente, C., Ortega, S., Burgos, T., Montalvo, J.
- 131 **Análisis comparativo del potencial del ALS y TLS en la caracterización estructural de la masa forestal basado en voxelización**
Crespo-Peremarch, P., Ruiz, L. A.
- 137 **Evolución espacio-temporal del NDVI en relación a la meteorología: aplicación a las dehesas españolas**
Cifuentes, A., Cicuéndez, V., Recuero, L., Palacios, A., López-Leiva, C., Merino, S.
- 143 **Dinámica forestal de *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Willd. en el bosque de Hoyocasero (Ávila) mediante serie temporal Landsat (1984-2016) y métodos geoestadísticos**
Aulló-Maestro, I., Gómez, C., Cuevas, R., Rubio, A., Montes, F.
- 147 **Forestmap, inventario forestal online a partir de datos LiDAR en la Región de Murcia**
Tomé, J. L., Esteban, J., Martín-Alcón, S., Escamochero, I., Fernández-Landa, A.
- 151 **Análisis de la estructura de la vegetación del poljé de la Nava de los Pinsapos mediante tecnología LiDAR**
Cortés, A., Melero, I. J., Fernández-Luque, I., Flores-Moya, A., Salvo, A. E.

155 **SECCIÓN 04 Incendios forestales**

- 157 **Random Forest para la clasificación global de áreas quemadas**
Ramo, R., Chuvieco, E.
- 161 **Generación de un algoritmo global de área quemada a partir de imágenes MODIS MOD09GQ para el proyecto Fire_cci**
Lizundia, J., Otón, G., Ramo, R., Garcia, D., Chuvieco, E.
- 165 **Evolución espacio-temporal de la estructura del paisaje de áreas incendiadas mediante teledetección: efecto de las repoblaciones forestales**
Ariza, A., Merino, S., Salas, J.
- 169 **Cartografía anual de incendios forestales (1985-2015) en el Noroeste de España a partir de serie temporal de datos Landsat y algoritmo Composite2Change**
Gómez, C., Hermosilla, T., Martínez-Fernández, J., Montes, F., Aulló-Maestro, I., White, J. C., Wulder, M. A., Coops, N. C., Vázquez, A.
- 173 **Potencialidad de índices de severidad de incendios utilizando Sentinel2 y su análisis comparativo con Landsat8 en el Sur de la provincia de Buenos Aires (Argentina) en 2017**
Delegido, J., Pezzola, A., Casella, A., Winschel, C., Urrego, E. P., Jiménez, J. C., Soria, G., Sobrino, J. A., Moreno, J.
- 177 **PREFER, “Información remota como soporte a las fases de prevención y restauración de emergencias por incendios forestales en el área Mediterránea”. Ámbito piloto Andalucía**
Valés, J. J., Barrio, M., Suárez, J., Sebastián, A., Pérez, P., Pino, I., Granado, L., Montoya, G., Carpintero, I., Méndez, E., Prieto, R., Giménez de Azcárate, F., Cáceres, F., Moreira, J. M.

- 181 **Cartografía de la afección del incendio en Huesa, Quesada y Cabra de Santo Cristo (Jaén) con imágenes satelitales**
Carpintero, I., Montoya, G., Granado, L., Méndez, E., Pino, I., Prieto, R., Valés, J. J., Salas, F. J., Venegas, J., Cáceres, F., Moreira, J. M., Giménez de Azcárate, F.
- 185 **Utilización de las imágenes Sentinel-2 para cartografía de área quemada**
Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., Quintano, C., Marcos, E., Calvo, L.
- 189 **Cartografía de área quemada en la región de Siberia nororiental utilizando datos LTDR entre 1982 y 2015**
García Lázaro, J. R., Moreno Ruiz, J. A., Barón Martínez, J., Riaño, D., Arbelo Pérez, M.
- 193 **Análisis de procesos de regeneración en grandes incendios forestales a partir de series temporales de Landsat: caso de estudio en Uncastillo (Zaragoza)**
Martínez, S., Chuvieco, E., Aguado, I., Salas, J.
- 197 **Detección de áreas quemadas con series temporales de imágenes Sentinel-1**
Belenguer-Plomer, M. A., Tanase, M. A., Chuvieco, E.
- 201 **Detección global de áreas quemadas a partir de imágenes AVHRR-LTDR mediante algoritmos RandomForest**
Otón, G., Lizundía, J., Ramo, R., Chuvieco, E.

205 **SECCIÓN 05 Medio ambiente y geología**

- 207 **Caracterización de la fenología de los macrófitos en la marisma de Doñana y su relación con la precipitación**
Fernández-Carrillo, A., Rodríguez-Galiano, V., Sánchez-Rodríguez, E.
- 211 **Discriminación espectral de macrófitos acuáticos característicos de la marisma de Doñana bajo diferentes condiciones mediante técnicas de *machine learning***
Martínez-Almarza, M., Aragonés, D., Afán, I., Bustamante, J., Díaz-Delgado, R.
- 215 **Resultados preliminares sobre el decaimiento de las masas forestales del Maresme usando imágenes Sentinel-2A**
Tardà, A., Pineda, L., Palà, V., Riera, R., Corbera, J., Pérez, F.
- 219 **El uso de la fenología de la superficie terrestre para discriminar entre especies de pinos Mediterráneos**
Aragonés, D., Rodríguez-Galiano, V., Caparros-Santiago, J. A., Navarro-Cerrillo, R. M.
- 223 **Modelización de factores de reflectividad en un ecosistema de dehesa a partir de un modelo de transferencia radiativa 3D**
Melendo-Vega, J. R., Martín, M. P., Pacheco-Labrador, J., Riaño, D., González-Cascón, R., Verrelst, J., Moreno, G., Vilar, L., Pérez-Cabello, F., Montorio, R., García-Martín, A.
- 227 **Análisis y modelización de la deformación del Alto Guadalentín mediante datos de interferometría radar**
Ezquerro, P., Béjar-Pizarro, M., Herrera, G., Fernández Merodo, J. A., Tomás, R., Guardiola-Albert, C., Boni, R., Staller, A.
- 231 **Análisis de subsidencia en el Delta del Ebro mediante el uso de imágenes SENTINEL-1A/B: Resultados preliminares y lecciones aprendidas**
Mora, O., Pérez Aragüés, F., Pipia, L., Marchán, J. F., Marturià, J., Corbera, J., Tardà, A.
- 235 **Cartografía de calizas con datos hiperespectrales AISA Eagle II en una zona montañosa con vegetación: una corrección atmosférica geológicamente orientada**
Buzzi, J., Costa, E., Riaza, A., Fernandez, O., Garcia-Sellés, D., Corbera, J.
- 239 **Selección de bandas espectrales por Análisis de Componentes Principales (ACP) y elaboración de ratios para la localización de emisiones de CO₂.**
Rincones, M., Gutiérrez del Olmo, J., Iglesias, L., De La Vega, R., García R.
- 243 **Metodología para la detección de cambios de uso del suelo orientada a la verificación de proveedores de biocombustibles y bioproductos**
Viñuales, M., Álvarez-Mozos, J., Barberena, G., Campo-Bescós, M. A.
- 247 **Contribución de la interferometría SAR diferencial (InSAR) al estudio de la subsidencia del terreno de la Vega Media del Segura (Murcia): experiencias y tendencias futuras**
Tomás, R., Herrera, G., López-Sánchez, J. M., Mulas, J., Fernández-Merodo, J. A., Mallorquí, J. J., Aragón, R., Sanabria, M., Tessoro, S., Vicente-Guijalba, F., Guardiola-Albert, C., Cano, M., Béjar-Pizarro, M., Hornero, J. E., Ezquerro, P.
- 251 **Evolución espacio-temporal del nivel piezométrico del acuífero de Madrid a partir de datos de interferometría radar**
Béjar-Pizarro, M., Ezquerro, P., Herrera, G., Tomás, R., Guardiola-Albert, C., Ruiz Hernández, J. M., Fernández Merodo, J. A., Marchamalo, M., Martínez, R.

- 255 **Aplicación de las nubes de puntos LiDAR en la evaluación del impacto sobre la vegetación causado por las infraestructuras de transporte**
Martín Forero, L.
- 259 **Sentinel 2A en el seguimiento del jacinto de agua en la cuenca media del río Guadiana**
Montesinos, S., Fernández, L., De Veer, D., Cifuentes, N.
- 263 **Evolución de la cobertura vegetal del Parque Nacional del Teide mediante el procesado de datos de teledetección multiplataforma**
Marcello, J., Padrón, Y., Martín-Esquivel, J. L., Rodríguez, D., Eugenio-González, F.
- 267 **Teledetección y geomática aplicada al monitoreo de los recursos forestales nativos en el ámbito de la defensa**
Cuello, A. R., Antes, M. E., Ortone Lois, A. S.

271 **SECCIÓN 06 Oceanografía, limnología y aguas continentales**

- 273 **Monitorización de la Batimetría y Habitats Bentónicos en Ecosistemas Litorales mediante Sistemas Espaciales de Alta Resolución: Evaluación de Técnicas de Corrección Atmosféricas**
Eugenio-González, F., Marcello, J., Marqués, F.
- 277 **Variabilidad espacio-temporal de grupos funcionales de fitoplancton en el Mediterráneo mediante sensores remotos**
Navarro, G., Almaraz, P., Caballero, I., Vázquez, A., Huertas, I. E.
- 281 **Objetivos y primeros resultados del proyecto ESAQS (*Ecological Status of Aquatic Systems with Sentinel Satellites*)**
Pereira-Sandoval, M., Soria, X., Urrego, E. P., Vicente, E., Ruiz-Verdú, A., Soria, J., Peña, R., Delegido, J., Tenjo, C., Moreno, J.
- 285 **Modelo de Mezcla Lineal aplicado al mapeo de la temperatura superficial a nivel de subpíxeles**
Giraldo-Osorio, J. D., Eslava-Rodríguez, A. G.
- 289 **Validación de algoritmos para la estimación de la Clorofila-a con Sentinel-2 en la Albufera de Valencia**
Soria, X., Delegido, J., Urrego, E. P., Pereira-Sandoval, M., Vicente, E., Ruiz-Verdú, A., Soria, J., Peña, R., Tenjo, C., Moreno, J.
- 293 **Uso de imágenes Landsat-8 para la estimación de la profundidad del disco de Secchi en aguas continentales**
Soria, X., Vicente, E., Durán, C., Soria, J. M., Peña, R.
- 297 **Seguimiento de la Calidad del Agua del embalse de Picadas mediante imágenes Landsat 8 (Septiembre 2015-Diciembre 2016)**
Domínguez, J. A., Vargas, J., Navarro, E., Martín, A.
- 301 **Cartografiado de un ecosistema costero vulnerable mediante clasificación basada en objetos en imágenes de muy alta resolución**
Ibarrola-Ulzurrun, E., Marcello, J., Gonzalo-Martín, C.

305 **SECCIÓN 07 Fotogrametría, cartografía y SIG**

- 307 **Sistema de información sobre Ocupación del Suelo en España (SIOSE) de Alta Resolución, metodología de integración automática**
Delgado Hernández, J., Valcárcel Sanz, N., Arozarena Villar, A., Caballero García, E., Porcuna Fernández-Monasterio, A., López Rodríguez, E.,
- 311 **Modelos de simulación de expansión urbana a partir de imágenes de satélite: Adecuación al análisis temporal de la fragmentación de los usos del suelo**
Sapena, M., Ruiz, L. A., Joó, K.
- 315 **Innovación en la producción de cartografía temática de amplias y variadas superficies. Ecuador un caso de éxito**
Leránoz Goñi, A., Zalba Almándo, M., Del Barrio Arellano, F.
- 321 **Análisis multisensor de la variabilidad espacio temporal de diversos parámetros biofísicos en el Mar Menor**
Erena, M., Domínguez, J. A., Soria, J., Aguado-Giménez, F., García-Pintado, J., Melendreras, R., Atenza, J. F., López, J. A.
- 325 **Aplicación de imágenes Sentinel-1 y Sentinel-2 en la detección y delineación de información de crisis de desastres naturales**
Donezar Hoyos, U., Larrañaga Urien, A., Tamés Noriega, A., Sánchez Gil, C., Albizua Huarte, L., Ciriza Labiano, R., del Barrio Arellano, F.

- 329 **Procesado y distribución de nubes de puntos en el proyecto PNOA-LiDAR**
Lorite Martínez, S., Ojeda Manrique, J. C., Rodríguez-Cuenca, B., González Cristóbal, E., Muñoz, P.
- 333 **Sistemas LIDAR embarcados en Drones - TerraSystem LidarPod**
Cruz Josa, D., Sacristán, M. A., Mier Gutiérrez, S.
- 337 **Extracción automática de líneas eléctricas a partir de LIDAR aéreo**
Rodríguez-Cuenca, B., Ojeda Manrique, J. C., Lorite Martínez, S.
- 341 **Comparación de parámetros dendrométricos en almendros utilizando láser escáner terrestre (TLS) y fotogrametría digital automatizada (SfM)**
Fernández-Sarría, A., Estornell, J., López-Cortés, I., Velázquez-Martí, B., Salazar, D.
- 345 **Estimación de variables de inventario forestal a través de modelos 3D obtenidos mediante fotogrametría terrestre de Eugenio García, A., Fernández-Landa, A., Merino de Miguel, S.**
- 349 **Desarrollo de un geoportal para el inventario y la evaluación de daños por heladas en los cítricos de la Región de Murcia**
Erena, M., Brotons, J. M., Conesa, A., Manera, F. J., Castañer, R., García, P., Sánchez, D., Porras, I.
- 353 **Estimación de masas forestales afectadas por el incendio de Huesa, Quesada y Cabra de Sto. Cristo (Jaén) en 2015 a partir de PNOA LiDAR y PLEIADES**
Méndez, E., Prieto, R., Valés, J. J., Granado, L., Pino, I., Montoya, G., Carpintero, I., Giménez de Azcárate, F., Cáceres, F., Moreira, J. M., Salas, F. J.
- 357 **Mejora del Modelo Digital del Terreno de un embalse mediante una serie histórica de imágenes Landsat**
García Díaz, D., Aragónés, D., Rodríguez, A., Bustamante, J.
- 361 **Modelización dunar mediante técnicas GPS de alta precisión (Gandia – Oliva)**
Alborch, V., Santillana, D., Estornell, J., Martí, J.
- 365 **Análisis geomorfológico en la cuenca inferior del río Luna (España)**
Martínez-Cantó, R., Cadenas Sánchez, M. J., Hidalgo, A.

369 **SECCIÓN 08 Procesado y análisis de imágenes**

- 371 **Influencia de la resolución del MDE en la calidad de la corrección topográfica de imágenes de satélite**
Sola, I., Álvarez-Mozos, J., González-Audicana, M.
- 375 **Esquema de teselado GoogleMapsCompatible TileMatrixSet: un estándar “de facto” para la interoperabilidad y el procesamiento multiresolución de datos de teledetección**
Villa, G., Fernández, X., Hernández, D., Tejero, J. A., Villena, A.
- 379 **Una plataforma web interactiva para la anotación de imágenes de satélite mediante un enfoque basado en aprendizaje activo**
García-Pedrero, A., Gonzalo-Martín, C., Lillo-Saavedra, M., Rodríguez-Esparragón, D., Pulido, L., Ortiz, C., Rodríguez González, A.
- 383 **Análisis comparativo del producto Sentinel L-2A y valores de reflectividad extraídos mediante espectro-radiometría de campo**
Sandonís Pozo, L., García-Martín, A., Pérez-Cabello, F., Montorio Llovería, R.
- 387 **Clasificación automática de series multitemporales de imágenes de satélite usando intercalibración con píxeles pseudoinvariantes y fechas sintéticas**
Ortega, D., Domenech, E., Peces, J. J., Pérez, B., Porcuna, A., Tejero, J. A., Villa, G.
- 391 **Una respuesta operativa a los requisitos EMSA para la detección de embarcaciones sobre imágenes SAR y correlación con datos AIS**
de la Mata Moya, D. A., Jarabo Amores, M. P., Benito Ortiz, M. C., Gallego Reina, G., Moreno Burgos, V., Cerezo, F., Cicuéndez Perez, J. I.
- 395 **Evaluación de técnicas de reducción de la dimensionalidad en imágenes hiperespectrales y su aplicación para la clasificación de ecosistemas terrestres**
Ibarrola-Ulzurrun, E., Gonzalo-Martín, C., Marcello, J.
- 399 **Aplicativo de escritorio para la determinación de Sólidos Suspendidos Totales usando imágenes satelitales MODIS MYD09 y MOD09.**
Carrillo, I. y Medina, J.

- 403 **Cartografía de especies vegetales mediante la aplicación de técnicas de desmezclado y clasificación en imágenes de alta resolución**
Marcello, J., Medina, A., Hernández-Cordero, A., Eugenio-González, F.
- 407 **Clasificación de cubiertas terrestres a partir de la fusión de datos multi-sensor en ecosistemas mixtos**
Rodríguez-Esparragón, D., Marcello, J., Moreno-Gázquez, D., Eugenio-González, F., Guida, R.
- 411 **Caracterización de la fenología del abedul común en Europa a partir de series temporales (1999-2016) VEGETATION y PROBA-V**
Bórnez, K., Verger, A., Filella, I., Peñuelas, J.
- 415 **Entorno cloud de análisis de imágenes multitemporales para el Plan Nacional de Teledetección**
Villena, A., Domenech, E., Plaza, N., Villa, G.
- 419 **Uso de áreas pseudoinvariantes (PIA) para la corrección radiométrica, automática y coherente, de captaciones simultáneas Landsat-8 y Sentinel-2A**
Padró, J. C., Pons, X., Aragonés, D., Díaz-Delgado, R., García Díaz, D., Bustamante, J., Pesquer, L., Domingo, C., González-Guerrero, O.
- 423 **Comparación de métodos para la reconstrucción de series temporales de NDVI**
Julien, Y., Sobrino, J. A., Jiménez-Muñoz, J. C., Sòria, G., Skokovic, D., Gomis, J.
- 427 **Mejora de la resolución espacial de la Temperatura de la Superficie Terrestre mediante el método de re-escalado *Nearest Neighbour Temperature Sharpening***
Skoković, D., Sobrino, J. A., Jiménez-Muñoz, J. C., Sòria, G., Julien, Y., Gomis-Cebolla, J.
- 431 **Sistemas multiplataforma de observación de la Tierra para la monitorización y conservación sostenible de recursos marinos en ecosistemas naturales vulnerables**
Eugenio-González, F., Marcello, J., Marqués, F.
- 435 **Generación de escenas de reflectancia a partir de imágenes hiperespectrales y firmas espectrales de campo**
de Miguel, E., González-Lagos, M., Jiménez, M., Martín, A. I.
- 439 **Optimización polarimétrica de interferogramas diferenciales aislados correspondientes a eventos geológicos**
Mestre Quereda, A., López Sánchez, J. M., Ballester Berman, J. D., Selva, J., González, P. J., Hooper, A., Wright, T. J.
- 443 **El aporte de las imágenes adquiridas mediante vehículos aéreos no tripulados en la fusión de imágenes para la detección de cambios en análisis multitemporales usando la transformada de Wavelet**
Medina Daza, R. J., Upegui, E.
- 447 **Implementación en R de técnicas de fusión de imágenes**
Pesántez Cobos, P., Cánovas-García, F., Alonso-Sarría, F.
- 451 **Clasificación de imágenes hiperespectrales mediante un índice de aproximación basado en supervoxels**
Ortiz Toro, C. A., García Pedrero, A., Gonzalo Martín, C., Rodríguez-Esparragón, D., Menasalvas Ruiz, E.

455 **SECCIÓN 09 Vehículos no tripulados**

- 457 **Primeras experiencias en el uso de drones para aplicaciones de teledetección en el Grupo Tragsa: lecciones aprendidas**
Checa Alonso, M. J., Miquelsanz Muñoz, P., Rejas Ayuga, J., Escudero Barbero, R., Molina Blázquez, S., Roldán Zamarrón, A.
- 461 **Experiencias en la adquisición de imágenes para agricultura a empresas de drones españolas**
Portero, C., Salas, P., Mercadal, M., Casterad, M. A.
- 465 **Espacialización del estrés biótico en los frailejones del Parque Natural Nacional Chingaza (Colombia) utilizando imágenes capturadas con un vehículo aéreo no tripulado**
Sastoque, L., Gutiérrez, E., Upegui, E.
- 469 **Evaluación de modelos de elevación derivados de fotogrametría por aeronaves remotamente pilotadas para el cálculo de áreas de inundación en zonas urbanas: el caso de estudio de la ciudad costera de Riohacha (Caribe colombiano)**
Escobar Villanueva, J. R., Iglesias Martínez, L., Perez Montiel, H. I.
- 473 **Análisis de precisión de Modelos Digitales de Elevaciones y Orto-fotografía derivados de fotogrametría desde vehículos aéreos no tripulados (UAV)**
García Hernández, J., Merino de Miguel, S.

477 **Utilización de Vehículo Aéreo no Tripulado (VANT) en el estudio de los niveles de severidad por chancro del castaño en el noroeste de España**
Cifuentes, J. M., Fernández-Manso, A., Sanz-Ablanedo, E.

481 **Calibración Radiométrica de Cámaras Compactas mediante Espectro Radiómetro de Campo**
García-Fernández, M., Sanz-Ablanedo, E., Rodríguez-Pérez, J. R.

485 SECCIÓN 10 Divulgación y formación

487 **La Observación del Territorio en el IGN dentro del Programa COPERNICUS y UNGGIM (Naciones Unidas)**
Arozarena Villar, A., Valcárcel Sanz, N., Villa Alcázar, G., Domenech Tofiño, E.

491 **Plataformas Aéreas de Investigación: ICTS-PAI**
Gómez-Sánchez, J.A., Corrales Sierra, A., Ortiz Serrano, J., Seoane Vieira, N., Vega López, G., Calvo Moral, B., Marqués Balaguer, B.

495 **Futura aEronave de iNvestigación Y eXperimentación: FENYX**
Corrales Sierra, A., Gómez-Sánchez, J.A., Ortiz Serrano, J., Seoane Vieira, N., Calvo Moral, B., Marqués Balaguer, B.

499 **Dimensiones éticas de la Observación de la Tierra: ¿Qué sabemos sobre nuestro Planeta y qué hacemos al respecto?**
Chuvioco, E.

503 **Aplicaciones de la plataforma de aprendizaje de teledetección RS-EducA en el análisis y evaluación de los incendios forestales**
Fernández-Manso, A., Quintano, C., Fernández-Manso, O.

507 **Investigar aprendiendo: Calidad de Agua mediante Teledetección**
Domínguez, J. A., Morán, J. T., Baena, R., Soria, X., Soria, J., Caselles, V.

511 **Uso de datos hiperespectrales para el análisis de SEN2COR**
de Miguel, E., Salido-Monzú, E., Jiménez, M., Martín, A. I., Carpintero, E., González-Dugo, M. P.



SECCIÓN 01

Meteorología y cambio climático

Extracción de propiedades ópticas de nubes mediante imágenes DSCOVER-EPIC: modelo de transferencia radiativa y algoritmo de inversión

Molina García, V. ⁽¹⁾, Doicu, A. ⁽¹⁾, Calle Montes, A. ⁽²⁾, Loyola, D. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Instituto Tecnológico de Teledetección, Agencia Aeroespacial Alemana (DLR), Münchner Str. 20, Edificio 133/03, 82234 Oberpfaffenhofen, Alemania. victor.molinagarcia@dlr.de, adrian.doicu@dlr.de, diego.loyola@dlr.de

⁽²⁾ Grupo de Óptica Atmosférica (GOA), Universidad de Valladolid (UVa), Paseo de Belén 7, 47011 Valladolid, España. abel@goa.uva.es

Resumen: En el presente trabajo se estudian los requerimientos del modelo de transferencia radiativa y del algoritmo de inversión para la extracción de propiedades ópticas de nubes mediante imágenes de *Earth Polychromatic Imaging Camera* (EPIC) a bordo de *Deep Space Climate Observatory* (DSCOVER). Debido a la localización de DSCOVER en el punto de Lagrange L_1 , el efecto gloria juega un papel importante en el modelo de dispersión radiativa y ello incrementa los tiempos de computación, puesto que se necesita describir las funciones de fase de manera muy precisa en la región de *back-scattering*. Partiendo del modelo de transferencia radiativa DOME (*Discrete Ordinate Method with Matrix Exponential*), se analiza la repercusión de modelos aproximados (teoría asintótica, modelo de nube lambertiana equivalente) y de técnicas de aceleración en la exactitud de las radiancias del modelo *forward*. Se estudia, asimismo, la linearización del modelo *forward* usando la ecuación adjunta de transferencia radiativa. Finalmente, se muestran ejemplos de su uso aplicados a medidas sintéticas de EPIC.

Palabras clave: EPIC, DSCOVER, efecto gloria, nubes, transferencia radiativa, técnicas de aceleración computacional.

Retrieval of cloud optical properties from DSCOVER-EPIC imagery: radiative transfer model and inversion algorithm

Abstract: In this work, we show the requirements for the radiative transfer model and the inversion algorithm in order to retrieve cloud optical properties from DSCOVER-EPIC imagery. As DSCOVER is located in the Lagrangian point L_1 , the glory effect plays an important role in the radiative transfer model and it increases the computation time, because the scattering phase function must be described precisely in the back-scattering region. Based on the radiative transfer model DOME, the use of approximate models (e.g. asymptotic theory, Lambertian cloud) and acceleration techniques in the forward model is shown from the point of view of accuracy. Also, the linearisation of the forward model by means of the adjoint theory is studied. Finally, retrieval test examples with synthetic measurements of EPIC are analysed.

Keywords: EPIC, DSCOVER, glory effect, clouds, radiative transfer, computational acceleration techniques.

1. INTRODUCCIÓN

El satélite DSCOVER (*Deep Space Climate Observatory*) fue lanzado el 11 de febrero de 2015 con destino final al punto de Lagrange L_1 , a 1,5 millones de kilómetros en la línea que une la Tierra y el Sol. A bordo de DSCOVER se encuentra el instrumento EPIC (*Earth Polychromatic Imaging Camera*), una cámara con 10 canales repartidos en el ultravioleta, el visible y el infrarrojo próximo, que observa la fracción de Tierra iluminada por el Sol.

La localización de DSCOVER en el punto de Lagrange L_1 presenta una serie de ventajas e inconvenientes para EPIC. Así, esta cámara presenta una buena resolución temporal (captura una imagen de la mitad de la Tierra al menos cada 2 horas), y la resolución espacial (8×8 km² en el punto sub-satélite) es aceptable para el estudio de la atmósfera teniendo en cuenta su distancia a la Tierra. Empero, la configuración geométrica Tierra-DSCOVER-Sol es tal que la radiación recibida por EPIC proviene de la dirección de *back-scattering*. Este hecho implica complicaciones al resolver la ecuación de transferencia radiativa (RTE), dado que la complejidad de la RTE depende de la descripción de la función de fase usada para caracterizar la dispersión de la radiación por las

partículas atmosféricas (aerosoles, nubes). Esta función de fase tiene una estructura muy asimétrica para ángulos de dispersión pequeños y en las regiones de arcoíris y de gloria. Esta última región afecta a EPIC. En la RTE, la función de fase se escribe como una serie truncada de Legendre, pero su asimetría hace necesarios muchos términos del desarrollo para una descripción exacta, y ello se traduce en mayor tiempo de computación.

Asimismo, EPIC es un instrumento interesante para el estudio de las propiedades ópticas de nubes, pues cuenta con canales de referencia y absorción en las bandas de oxígeno O_2 -A y O_2 -B (Tabla 1), de las que la primera ha sido usada con anterioridad para obtener propiedades ópticas de nubes tales como la fracción de cubierta de nube (*cloud fraction*, CF), su altura en la cima (*cloud-top height*, CTH, h_c), su espesor óptico (*cloud optical thickness*, COT, τ_c) o su espesor geométrico (*cloud geometrical thickness*, CGT), aunque solamente dos de forma simultánea (Schuessler *et al.*, 2014). Además, la combinación de ambas bandas O_2 -A y O_2 -B también ha sido analizada para obtener información independiente de CF, CTH y COT (Kuze y Chance 1994).

Tabla 1. Canales de referencia y absorción en las bandas de oxígeno O₂-A y O₂-B disponibles en EPIC.

Canal	Longitud de onda central (nm)	Ancho de banda (nm)	Tipo
7	680,0 ± 0,2	3,0 ± 0,6	Referencia
8	687,75 ± 0,20	0,80 ± 0,20	Absorción
9	764,0 ± 0,2	1,0 ± 0,2	Absorción
10	779,5 ± 0,3	2,0 ± 0,4	Referencia

Con estas consideraciones, se plantea analizar cuál es el modelo de transferencia radiativa óptimo para obtener propiedades ópticas de nubes a partir de las medidas de radiancia de EPIC, así como el empleo de técnicas de aceleración que disminuyan el tiempo de computación. Para el algoritmo de inversión, se estudia el impacto de emplear la teoría adjunta de transferencia radiativa para hallar las jacobianas del problema, y la efectividad de la regularización de Tikhonov para extraer las propiedades ópticas de nubes provenientes de radiancias sintéticas obtenidas usando el modelo de transferencia radiativa *forward* a partir de propiedades conocidas.

2. FUNDAMENTO TEÓRICO

La extracción de propiedades ópticas de nubes exige un modelo de transferencia radiativa que tenga en cuenta la dispersión y absorción por las gotas de agua, además de la absorción por gases y dispersión Rayleigh. Como los canales de los instrumentos no son monocromáticos, la transferencia radiativa debe estudiarse para un conjunto significativo de longitudes de onda, línea a línea (LBL) dentro del canal, y después convolucionar el resultado con la función respuesta del sensor para dichos canales. La complejidad de estos problemas provoca que el tiempo de computación para su resolución sea elevado. Por lo tanto, dos puntos son remarcables:

- La dificultad del problema monocromático, que es la del modelo de transferencia radiativa.
- La dificultad del problema policromático, que es la de tener que usar el modelo monocromático para canales con un cierto ancho de banda.

El problema monocromático se intenta simplificar con modelos de transferencia radiativa aproximados, y el problema policromático se intenta solucionar con las técnicas de aceleración computacional.

2.1. Modelos aproximados

Partiendo de la ecuación de transferencia radiativa (RTE) de la radiancia difusa L en el punto genérico r y en la dirección $\Omega = (\mu, \varphi)$:

$$\mu (\partial L / \partial r)(r, \Omega) = -\sigma_{\text{ext}}(r) L(r, \Omega) + J(r, \Omega),$$

donde σ_{ext} es el coeficiente de extinción y J denota las contribuciones de dispersión simple y múltiple, esta no se puede resolver de manera analítica. DOME, variante de DISORT junto con el método de matriz exponencial, resuelve la RTE de forma exacta para un número finito de Ω (ordenadas discretas o *streams*), pero el tiempo de computación es alto (Efremenko et al., 2017).

El fundamento de la teoría asintótica parte de la premisa de que el espesor óptico es muy grande, y con ella la RTE

se puede resolver de forma analítica; si el espesor óptico es pequeño, esta teoría no es válida. El modelo de nube lambertiana equivalente simplifica la atmósfera de modo que la nube es sustituida por una superficie lambertiana con un albedo efectivo que tiene en cuenta los efectos de la nube y de la atmósfera bajo ella.

2.2. Técnicas de aceleración computacional

Técnicas de aceleración comunes son el método de la distribución-k y el análisis de componentes principales (PCA), la primera para agrupar intervalos espectrales en función de la distribución del coeficiente de absorción, la segunda como técnica de reducción dimensional de las propiedades ópticas. Ambas se pueden, no obstante, emplear conjuntamente (Molina García et al., 2017)

2.3. Modelo de transferencia radiativa linealizado

El cálculo de la jacobiana de la radiancia se abordó mediante la propia linealización de DOME (LDOME), pero también con la teoría adjunta o *forward-adjoint* (FADOME), pues es muy eficiente desde el punto de vista computacional. Se recomienda (Marchuk 1995).

2.4. Algoritmo de inversión

El algoritmo de inversión es un proceso de optimización en que se usa la regularización de Tikhonov (Neubauer 1989) con parámetro de regularización a priori, y en el que las variables a extraer son el COT y el CTH.

3. SIMULACIONES

3.1. Modelos aproximados

Para decidir la conveniencia de los diferentes modelos aproximados en vez del uso del modelo DOME exacto, se realizaron primero simulaciones de referencia de las radiancias para el canal 9 de EPIC con los siguientes parámetros de entrada (Figura 1):

- Computación DOME con LBL y 128 *streams*.
- Albedo de superficie: 0,06.
- Radio efectivo de las partículas: 8 μm .
- Ángulo zenital solar y satelital: de 5 a 60°.
- Altura de nube en la cima: 4 km.
- Espesor óptico de nubes: de 2 y 50.

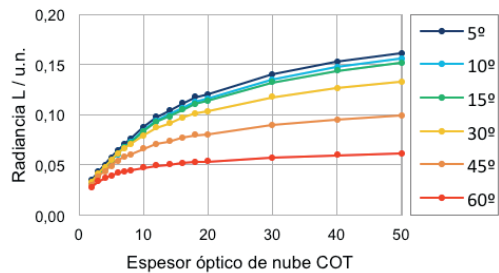


Figura 1. Radiancias en unidades normalizadas (u.n.) para el caso de referencia, que emplea DOME con LBL y 128 ordenadas discretas, en función del COT (eje x) y del ángulo zenital solar (leyenda).

Se repitieron las simulaciones con dicha configuración, pero con 32 ordenadas discretas y variando el modelo:

- DOME con LBL.
- Teoría asintótica de orden 4 con LBL.
- Nube lambertiana equivalente con LBL.

Los errores relativos en las radiancias comparados con las simulaciones de referencia se indican en la Figura 2.

3.2. Técnicas de aceleración computacional

Después del análisis de los modelos de transferencia radiativa aproximados, se realizaron simulaciones con la configuración general indicada en la sección 3.1, pero en esta ocasión con 32 ordenadas discretas en vez de 128, y usando el modelo exacto DOME pero esta vez sustituyendo las computaciones LBL con la técnica de aceleración computacional basada en la combinación de distribución-k más PCA.

Los errores relativos en las radiancias se muestran en la Figura 3, y en la sección 4 se comentan junto a la Figura 2 superior, dada su relevancia.

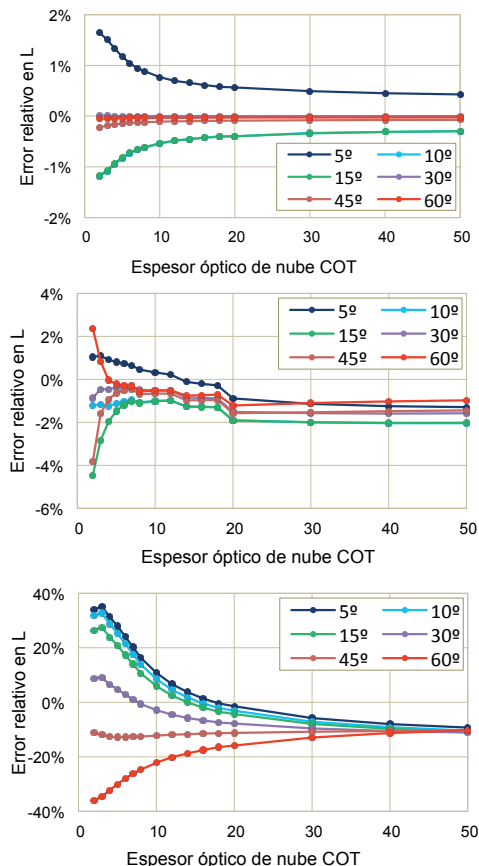


Figura 2. Errores relativos respecto a las radiancias de referencia al usar DOME exacto LBL con 32 streams (arriba), teoría asintótica de orden 4 (medio) y nube lambertiana equivalente (abajo) en función del COT (eje x) y del ángulo zenital solar (leyenda).

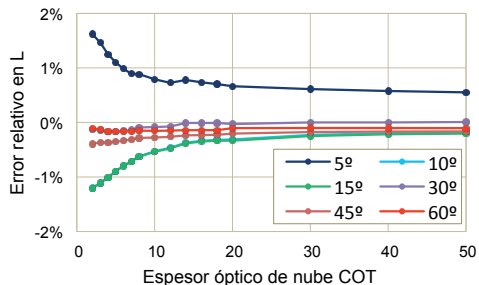


Figura 3. Errores relativos respecto a las radiancias de referencia al usar DOME con distribución-k más PCA en función del COT (eje x) y del ángulo zenital solar (leyenda).

Se realizaron primero simulaciones de referencia de las derivadas de la radiancia con respecto al COT y al CTH para el canal 9 de EPIC con parámetros de entrada:

- Computación LDOME y FADOME con LBL y 32 streams.
- Albedo de superficie: 0,06.
- Radio efectivo de las partículas: 8 μm .
- Ángulo zenital solar y satelital: 30°.
- Altura de nube en la cima: de 2 a 16 km (4 km cuando se elige constante).
- Espesor óptico de nubes: de 2 a 50 (5 cuando se elige constante).

Las discrepancias obtenidas entre LDOME y FADOME para $(\partial L/\partial \tau_c)$ y $(\partial L/\partial h_c)$ son inferiores a 0,01% y a 0,1% respectivamente. No se incluyen estas gráficas porque la diferencia no es distinguible.

Las siguientes simulaciones del modelo de transferencia radiativa linealizado usan la configuración de referencia de FADOME, pero sustituyendo de nuevo los cálculos LBL con la técnica de aceleración computacional que combina distribución-k más PCA.

Los errores relativos en el cálculo de las derivadas parciales $(\partial L/\partial \tau_c)$ y $(\partial L/\partial h_c)$ usando FADOME más las técnicas de aceleración con respecto a las derivadas de referencia se muestran en la Figura 4.

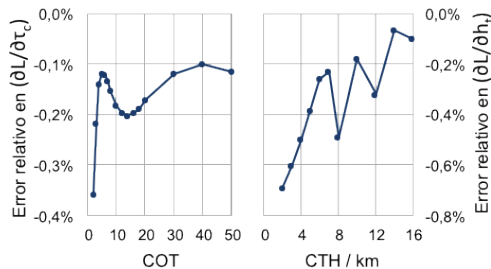


Figura 4. Errores relativos en las derivadas parciales de la radiancia comparadas con la referencia al usar FADOME con distribución-k más PCA en función del COT o CTH (eje x) para ángulo zenital solar de 30°.

3.3. Algoritmo de inversión con medidas sintéticas

Se crearon medidas sintéticas de nubes de fase líquida con todas las combinaciones posibles de los siguientes parámetros de entrada:

- Radio efectivo: 6, 8, 10, 12, 14 y 16 μm .
- COT: 4, 5, 6, 8, 10, 16, 20 y 30.
- CTH: 2, 4, 6 y 8 km.

Algunas combinaciones se eliminaron al corresponder con situaciones físicas no plausibles. En la Figura 5 se muestra el histograma de errores relativos al recuperar propiedades ópticas de nubes, partiendo de una solución semilla razonable y una razón señal-ruido SNR = 100.

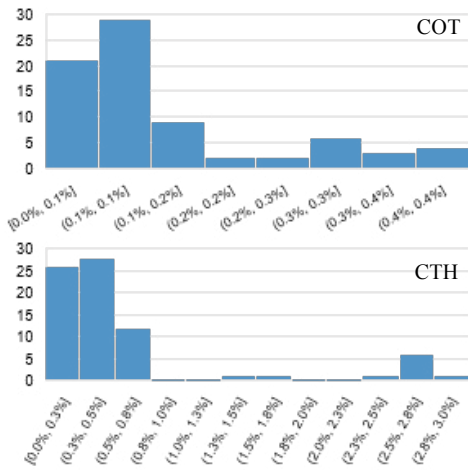


Figura 5. Histograma de errores relativos entre los valores obtenidos de COT (arriba) y CTH (abajo) y los valores usados para generar las medidas sintéticas.

4. DISCUSIÓN

Las simulaciones de la sección anterior arrojan varias conclusiones del modelo de transferencia radiativa y del algoritmo de inversión necesarias para la cámara EPIC al extraer propiedades ópticas de nubes:

- Los modelos de transferencia radiativa aproximados tienen errores mayores que la aplicación exacta del modelo DOME con LBL. Para la teoría asintótica de orden 4 el error relativo máximo en las radiancias es del 4%; para el modelo de nube lambertiana equivalente este error asciende hasta el 40%. El uso exacto de DOME con LBL acota estos errores a menos del 2%. Por lo tanto, es preferible no usar los modelos aproximados y usar en su lugar DOME exacto.
- Cuando el cálculo LBL en DOME es sustituido por la combinación de distribución-k con PCA, se observa que la estructura de los errores relativos para las radiancias no cambia significativamente. Esto es relevante porque el tiempo de computación de los dos casos es significativamente distinto. El cálculo LBL para todos los puntos de la Figura 2 superior

(6 ángulos de observación, 16 valores de COT) duró 28,5 horas (*user time*), y el cálculo con distribución-k más PCA solamente 5 minutos.

- Es indiferente usar LDOME o FADOME para hallar las derivadas parciales de las radiancias con respecto a las propiedades ópticas de nubes, ya que sus resultados se pueden considerar equivalentes, pero de nuevo el tiempo de computación es crucial. En general, FADOME es un 50% más rápido que LDOME. La combinación de FADOME con las técnicas de aceleración anteriores da un tiempo de computación de 3,5 minutos para el cálculo de las derivadas parciales de la Figura 4 izquierda (con 1 ángulo de observación, 16 valores de COT y un valor de CTH) y 2,5 minutos para las derivadas parciales de la Figura 4 derecha (con 1 ángulo de observación, 1 valor de COT y 11 valores de CTH).
- Un algoritmo de inversión basado en regularización de Tikhonov para problemas mal definidos permite recuperar propiedades ópticas de nubes partiendo de las radiancias observadas por el sensor para tales circunstancias. Estas propiedades ópticas de nubes son halladas para SNR 100 con una incertidumbre inferior al 3% para la altura de la nube en la cima y al 0,5% para el espesor óptico de nubes en el conjunto de medidas sintéticas analizadas.

5. BIBLIOGRAFÍA

Efremenko, D.S., Molina García, V., Doicu, A., Gimeno García, S., Doicu, A. 2017. A review of the matrix-exponential formalism in radiative transfer, *Journal of quantitative spectroscopy and radiative transfer*, 196, 17-45. doi: 10.1016/j.jqsrt.2017.02.015

Kuze, A., Chance, K.V. 1994. Analysis of cloud top height and cloud coverage from satellites using the O₂ A and B bands, *Journal of geophysical research*, 99(D7), 14481-14491. doi: 10.1029/94jd01152

Marchuk, G.I. 1995. *Adjoint equations and analysis of complex systems*, Springer Nature, Netherlands. doi: 10.1007/978-94-017-0621-6.

Molina García, V., Sasi, S., Efremenko, D.S., Doicu, A., Loyola, D. 2017. An offline processor for retrieval of cloud parameters from EPIC measurements. *Radiative transfer models*, In preparation.

Neubauer, A. 1989. Tikhonov regularisation for non-linear ill-posed problems: optimal convergence rates and finite-dimensional approximation, *Inverse Problems* 5(4), 541-557.

Schuessler, O., Loyola Rodriguez, D.G., Doicu, A., Spurr, R. 2014. Information content in the oxygen A-band for the retrieval of macrophysical cloud parameters, *IEEE transactions on geoscience and remote sensing* 52(6), 3246-3255. doi: 10.1109/tgrs.2013.2271986

Integración de MODIS en el modelo de balance de energía STSEB para su aplicación operativa a escala regional

Sánchez, J. M. ⁽¹⁾, Galve, J. M. ⁽¹⁾, Bisquert, M. ⁽¹⁾, Valor, E. ⁽²⁾, Caselles, V. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Dpto. Física Aplicada e Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Castilla-La Mancha, 02071 Albacete.
juanmanuel.sanchez@uclm.es, joanmiquel.galve@uclm.es

⁽²⁾ Dpto. Física de la Tierra y Termodinámica, Universitat de València, C/Dr. Moliner 50, 46100 Burjassot, Valencia.
enric.valor@uv.es, vicente.caselles@uv.es

Resumen: En este trabajo se extiende la aplicación del modelo de balance de energía STSEB a imágenes Terra/MODIS. Se presenta una metodología para la estimación operativa de mapas diarios de radiación neta, flujo de calor en el suelo, y flujos de calor sensible y latente. Para ello se emplean como *inputs* productos MODIS disponibles de temperatura de superficie y emisividad (MOD11_L2), albedo (MCD43B3), reflectividades en superficie (MOD09GA), y usos de suelo (MCD12Q1) con resoluciones espaciales entre 500 m y 1 km. Para las variables meteorológicas se recurre a los productos disponibles del *Global Land Data Assimilation System* (GLDAS) con una resolución espacial de 0,25° cada 3 horas. La cadena de procesado incluye un redimensionado de todos los *inputs* a una rejilla común de 1 km, y una interpolación temporal para ajustar los datos meteorológicos a la hora de paso del satélite por cada zona. A modo de ejemplo se han elaborado mapas de los diferentes términos del balance de energía en superficie sobre la Península Ibérica para una fecha concreta, con una resolución de 1 km. Los resultados se han comparado con el producto operativo proporcionado por el propio GLDAS a una resolución menor. Este trabajo muestra la viabilidad de extender la aplicación del modelo STSEB también a escala regional-global.

Palabras clave: Balance de energía, flujos energéticos, STSEB, MODIS, evapotranspiración.

Integration of MODIS data in the STSEB energy balance model for its operational application at a regional scale

Abstract: In this work, the STSEB model is adapted to be applied to Terra/MODIS imagery. We introduce an operational methodology to obtain daily maps of net radiation, soil heat flux, and sensible and latent heat fluxes. Available MODIS products of land surface temperature and emissivity (MOD11_L2), albedo (MCD43B3), surface reflectivity (MOD09GA) and land classification (MCD12Q1) are used, with spatial resolution ranging between 500 m and 1 km. The meteorological variables were extracted from the Global Land Data Assimilation System (GLDAS) with a spatial resolution of 0.25 ° every 3 hours. All inputs were rescaled to a common grid of 1 km. A temporal interpolation was conducted to adjust the meteorological data to the satellite overpass time. As an example, maps of the different terms of the surface energy balance equation in the Iberian Peninsula were obtained for a specific date with 1-km resolution. Results were compared to the operational product provided by GLDAS at a coarser resolution. This work shows the feasibility to apply the STSEB model at regional-global scale too.

Keywords: Energy balance, energy fluxes, STSEB, MODIS, evapotranspiration

1. INTRODUCCIÓN

El balance de energía en superficie resulta fundamental en estudios climáticos, meteorológicos o hidrológicos, entre otros. Las medidas a nivel de suelo de los flujos de balance de energía tienen la limitación de tratarse de mediciones puntuales con la consecuente dificultad de capturar la variabilidad espacial de la superficie.

Gracias a la Teledetección es posible proporcionar medidas frecuentes y espacialmente continuas de las variables biofísicas necesarias para la estimación y seguimiento de los flujos energéticos a diferentes escalas.

El modelo simplificado de balance de energía de dos fuentes (STSEB) permite la estimación de flujos energéticos en superficie combinando información de parámetros biofísicos y variables meteorológicas. Este modelo se ha aplicado en la última década con resultados satis-

factorios a escala local en una gran variedad de superficies y condiciones ambientales (Sánchez *et al.* 2008a,b) tanto en cultivos como en vegetación natural, empleando medidas radiométricas locales en superficie o estimadas mediante sensores espaciales de media resolución principalmente de la serie Landsat (Sánchez *et al.* 2008b). Sin embargo, la aplicación operativa del modelo a mayor escala, con fines meteorológicos o climáticos, requiere de imágenes de satélite que suministren una cobertura espacial más amplia y con frecuencia diaria, como por ejemplo el sensor MODIS.

El único producto operativo que existe actualmente con MODIS es el MOD16 (<http://ntsug.umd.edu/project/mod16>), que contiene información de la evapotranspiración diaria a escala de 1 km, en acumulados de 8 días.

En este trabajo hemos abordado el desafío de extender

la aplicación del modelo STSEB a escala MODIS para obtener imágenes de flujos energéticos de forma diaria. Para ello se ha trabajado con variables biofísicas obtenidas directamente con MODIS, y con información meteorológica distribuida proporcionada por el sistema global de asimilación de datos terrestres GLDAS.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Este trabajo se centra en la aplicación del modelo STSEB a imágenes MODIS/Terra de la Península Ibérica. A modo de ejemplo, se presenta la aplicación detallada de la metodología a la fecha concreta del 26 de Julio de 2010, por tratarse de un día con una cobertura nubosa muy baja para toda la Península.

2.1. Imágenes MODIS

La temperatura de la superficie (LST) es uno de los parámetros clave en los modelos de balance de energía en general, y en el STSEB en particular. El producto MOD11_L2 proporciona datos diarios de LST, además de emisividad, con una resolución espacial de 1 km, a una hora de paso, en nuestro caso, entorno a las 11:00 UTC (Figura 1). Para la georreferenciación de estas variables también se necesita del producto MOD03 que contiene información de latitudes y longitudes.

Otra de las variables clave para el balance de radiación neta es el albedo de la superficie. En este caso se recurrió al producto MCD43B3 de 8 días, también a 1 km de resolución (Figura 1). Para estimar la proporción de vegetación en cada píxel se utilizó información diaria de las reflectividades en las bandas del rojo (R) e infrarrojo (IR) contenida en el producto MOD09GA, en este caso a resolución de 0,5 km (Figura 1).

El modelo STSEB requiere también de una estimación de la altura de la cubierta vegetal (h) en cada píxel. Para ello se asignaron valores nominales a partir de la clasificación de usos de suelo del IGBP contenida en el producto MCD12Q1 (también a 0,5 km).

En el caso de los productos de albedo, reflectividades en superficie y clasificación de usos de suelo se hizo necesaria una reproyección de sinusoidal a UTM, WGS 84.

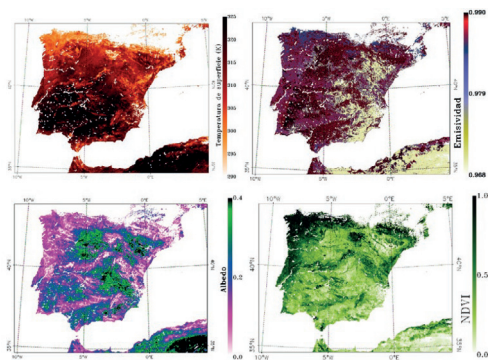


Figura 1. Imágenes de productos MODIS de la Península Ibérica: temperatura de superficie (LST), emisividad (ϵ), albedo (α) y NDVI.

2.2. Imágenes GLDAS

Una parte esencial en los modelos de balance de energía es la información de entrada necesaria correspondiente a variables meteorológicas. En concreto, el modelo STSEB precisa de datos de temperatura del aire (T_a), velocidad de viento (u), humedad relativa del aire (H_R), radiación solar incidente (R_s) y radiación de onda larga incidente (R_l). En trabajos anteriores a escala Landsat se recurrió a técnicas geoestadísticas para la interpolación de datos de estaciones agrometeorológicas distribuidas por la zona (Sánchez et al. 2008b). Sin embargo, a escalas mayores la distribución espacial de las variables meteorológicas de forma precisa supone un desafío, principalmente a la hora de automatizar los procesos. En este trabajo se utilizaron los productos suministrados por el sistema global de asimilación de datos terrestres, GLDAS (<http://ldas.gsfc.nasa.gov/gldas/>). Estos productos contienen información de las distintas variables meteorológicas a intervalos de 3 horas, con cobertura global y resolución de 0,25° (aproximadamente 25 km para nuestra latitud). Se realizó una interpolación tanto espacial como temporal para obtener estos productos a la hora de paso de MODIS, y al tamaño de píxel de 1 km (ver Figura 2).

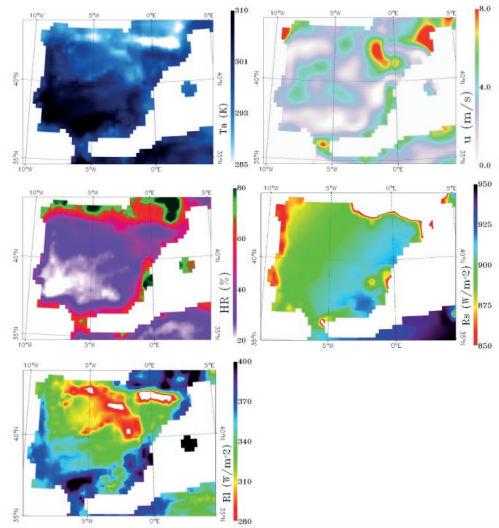


Figura 2. Mapas de productos GLDAS para la Península Ibérica: temperatura del aire (T_a), velocidad del viento (u), humedad relativa del aire (H_R), radiación solar incidente (R_s) y radiación de onda larga incidente (R_l).

2.3. Estimación de flujos energéticos instantáneos y ET diaria

El diagrama de flujo de la Figura 3 muestra, a modo de esquema, los diferentes pasos a seguir en el proceso de producción de mapas de flujos energéticos en superficie. Una vez listos y corregistrados todos los datos de variables biofísicas y parámetros meteorológicos necesarios, se ejecuta el código preparado en IDL del modelo

STSEB. Todos los detalles referentes a las distintas ecuaciones y las bases de este modelo simplificado de balance de energía pueden consultarse en Sánchez *et al.* (2008a,b). Las salidas del modelo son mapas a 1 km de los diferentes términos de la ecuación de balance de energía: radiación neta (R_n), flujo de calor en el suelo (G), y flujos turbulentos de calor sensible (H) y calor latente (LE). Éstos son flujos instantáneos a la hora de paso del sensor MODIS, en este caso. El modelo STSEB también incorpora una técnica para la estimación de los valores diarios de evapotranspiración real de la superficie (ET_d), a partir de los valores instantáneos de los flujos energéticos.

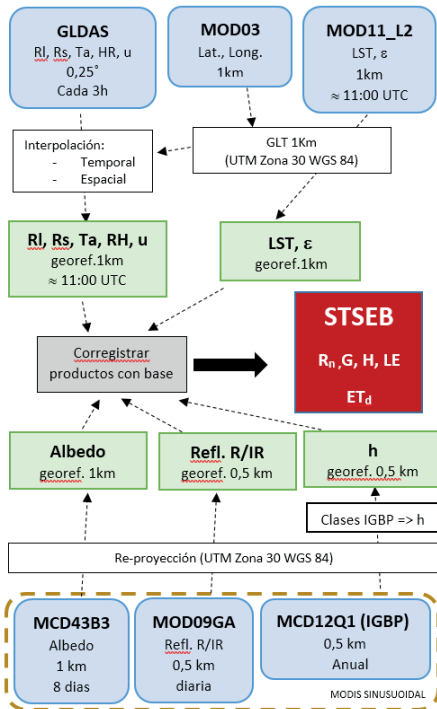


Figura 3. Diagrama de flujo de las diferentes etapas y procesos dentro de la metodología descrita.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 4 recoge los resultados de los mapas de R_n , G , H y LE para la fecha de estudio, mientras que el mapa de ET_d se muestra en la Figura 5. Con el fin de establecer una comparación con los productos de flujos GLDAS, también se han procesado las imágenes originales, siguiendo el procedimiento de interpolación espacial y temporal descrito en la sección 2.2, para obtener estos productos a la hora de paso de MODIS, y al tamaño de píxel de 1 km.

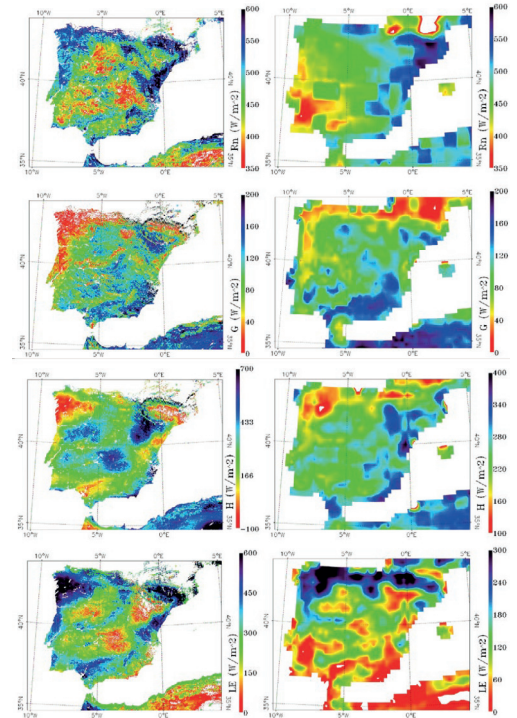


Figura 4. Mapas de flujos energéticos instantáneos para la Península Ibérica estimados mediante STSEB (columna izquierda) comparados con los productos GLDAS (columna derecha).

En primer lugar, es evidente el mayor nivel de detalle que se observa en los resultados STSEB. La resolución espacial de 1 km en los mapas de ET_d sigue siendo demasiado pobre para estudios agronómicos, sobre todo en zonas heterogéneas con parcelas de cultivo de pequeña-mediana extensión. Sin embargo, con esta resolución espacial ya sería posible poder hacer seguimiento, en términos medios, del balance de energía a escala de cuenca hidrográfica, o de zonas de especial protección ambiental. Desde luego, la metodología presentada en este trabajo tendrá su principal aplicación en estudios climáticos a nivel regional.

En la Figura 5 se aprecia como STSEB reproduce patrones similares a GLDAS, obteniéndose los valores más altos de ET en zonas del interior de Galicia, Cantábrico y Pirineos, y detectándose claramente las zonas más áridas de ambas Castillas, Aragón y zonas del sureste peninsular. Las diferencias que se aprecian en términos absolutos pueden deberse precisamente a los efectos del mayor nivel de resolución conseguido, ya que al empeorar la resolución espacial siempre se tienden a suavizar los valores pico.

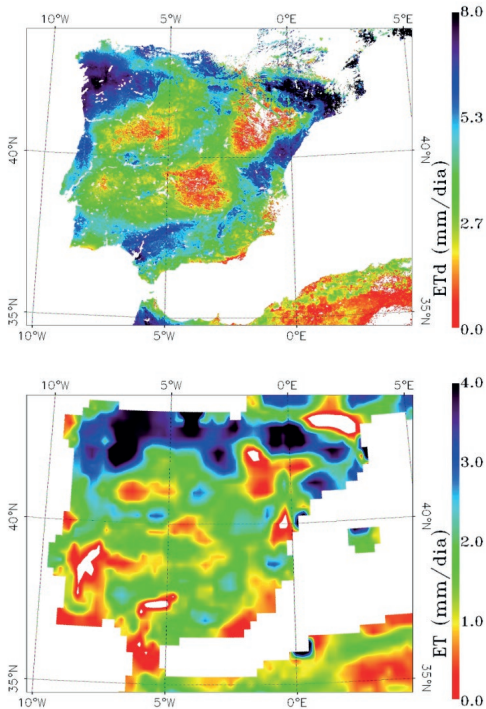


Figura 5. Mapas de evapotranspiración real diaria (ET) para la Península Ibérica estimados mediante STSEB (superior) comparado con el producto GLDAS (inferior).

En la gráfica de la Figura 6 se muestra la comparación de los resultados promedio de los distintos flujos energéticos instantáneos para la Península Ibérica obtenidos mediante STSEB y GLDAS. Las barras de error representan la desviación estándar de los promedios de toda la imagen, siendo mayores en el caso de STSEB, consecuencia de la mayor resolución espacial, y por tanto mayor variabilidad, de los mapas generados. En próximos trabajos habrá que analizar qué ocurre al aplicar la metodología a series temporales más largas, involucrando variedad de condiciones ambientales y estacionales, y estableceremos una comparación con otros productos ya de forma más robusta.

4. CONCLUSIONES

Este trabajo debe entenderse como un primer paso en el intento de extender la aplicación del modelo de balance de energía STSEB más allá de las imágenes Landsat, con el objeto de tratar de automatizar la metodología y obtener productos diarios de flujos energéticos en superficie, y evapotranspiración, a escala regional a resolución espacial de 1 km.

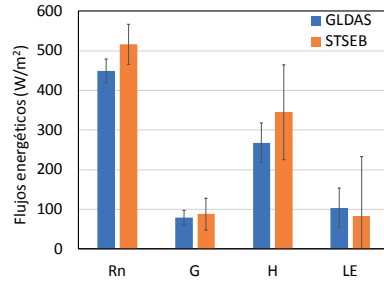


Figura 6. Comparación de los promedios de los flujos energéticos instantáneos para la Península Ibérica estimados mediante STSEB y GLDAS.

Teniendo en cuenta el desafío que supone la integración de datos biofísicos y meteorológicos de distintas fuentes, y lo complejo de ciertos procesos de reproyección, interpolación y rescalado de imágenes, consideramos que los resultados obtenidos son buenos y esperanzadores. En próximos trabajos mostraremos la aplicación ya operativa y automatizada de la metodología a series largas de imágenes MODIS.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Comisión Europea H2020 a través del proyecto FATIMA (Ref. 633945) y por el Ministerio de Economía y Competitividad, junto con el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), a través de los proyectos CGL2013-46862-C02-1/2-P y AGL2015-68700-R.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Sánchez, J.M. *et al.* 2008a. Modelling surface energy fluxes over maize using a two-source patch model and radiometric soil and canopy temperature observations. *Remote Sensing of Environment*, 112, 1130-1143.
- Sánchez, J.M. *et al.* 2008b. Monitoring daily evapotranspiration at a regional scale from Landsat-TM and ETM+ data: Application to the Basilicata region. *Journal of Hydrology*, 351, 58-70.

Comparación entre las temperaturas de superficie obtenidas con MODIS y las temperaturas *in situ* medidas en la península Hurd, isla Livingston, Antártida: Primeros resultados

Recondo, C. ⁽¹⁾, Peón, J. ⁽¹⁾, Pendás, E. ^(1,2), de Pablo, M. A. ⁽³⁾, Calleja, J. F. ⁽⁴⁾, Fernández, S. ⁽⁵⁾

⁽¹⁾ Grupo *Remote Sensing Applications* (RSApps). Área de Ingeniería Cartográfica, Geodésica y Fotogrametría. Departamento de Explotación y Prospección de Minas. Universidad de Oviedo. Campus de Mieres. C/ Gonzalo Gutiérrez Quirós, s/n, 33600 Mieres, Asturias, España. mdrecondo@uniovi.es, juanjopeon@gmail.com

⁽²⁾ AEMET-Galicia. C/ Canceliña 8, 15011 A Coruña, Galicia, España. enrique@pendas.es

⁽³⁾ Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente. Universidad de Alcalá. Campus Científico-Tecnológico. Ctra. A-II Km 33.6, 28871 Alcalá de Henares, Madrid, España. miguelangel.depablo@uah.es

⁽⁴⁾ Grupo *Remote Sensing Applications* (RSApps). Departamento de Física. Universidad de Oviedo. Campus de Oviedo (Llamaquique). C/ Calvo Sotelo s/n, 33007 Oviedo, Asturias, España. jfcalleja@uniovi.es

⁽⁵⁾ Departamento de Geología. Universidad de Oviedo. Campus de Oviedo (Llamaquique). C/ Jesús Arias de Velasco s/n, 33005 Oviedo, Asturias, España. fernandezmsusana@uniovi.es

Resumen: En el marco del proyecto PERMASNOW estamos comparando los datos térmicos MODIS (*LST*, 1-km) con los obtenidos *in situ* (T_a y T_s) en las estaciones meteorológicas de la AEMET y las propias del proyecto en la península Hurd, isla Livingston (Antártida). Este trabajo muestra los primeros resultados obtenidos para las estaciones de la AEMET: Juan Carlos I (JCI), Glaciar Johnson (GJ) y Glaciar Hurd (GH) en el periodo marzo-2000/julio-2002 y febrero-2016. Se comparan los datos diarios *LST* con los valores medios diarios de T_a y T_s . Se observa una alta correlación lineal entre T_a y T_s , restringiéndose entonces la comparación a T_a . Se confirma también la tendencia lineal ligeramente decreciente de T_a en el periodo estudiado. Aunque la nubosidad limita la disponibilidad de datos *LST*, sin embargo, el mayor problema proviene de la calidad de los datos *LST*, observando que los que no son de “good quality” generalmente subestiman mucho *LST* y no son fiables. El producto MODIS-albedo diario (500-m) nos ayuda a mejorar el filtrado de datos de “other quality” y “cloud”, además de clasificar la cubierta en tierra (con/sin nieve) o agua (nieve/hielo fundido). El filtrado reduce a un 3-8% los días con datos disponibles en JCI y GJ y elimina todos en GH. Un ajuste lineal simple no explica bien la relación *LST* (tierra/agua)- T_a ($R^2=0,1-0,4$), recurriendo a regresiones lineales múltiples para tener en cuenta las variaciones anuales/estacionales en esta relación. Así R^2 sube a 0,3-0,6, siendo mejor en JCI ($R^2=0,6$ y $RSE\sim 2^\circ\text{C}$). Se concluye que los datos *LST*-MODIS sirven para estimar tendencias a largo plazo en T_a a nivel global en la isla Livingston. Mejorar la calidad de los datos *LST* en este tipo de ambientes fríos es esencial.

Palabras clave: Temperatura de la superficie terrestre (*LST*), MODIS, temperatura del aire (T_a) temperatura superficial del suelo (T_s), permafrost, Antártida.

Comparison of MODIS-derived land surface temperatures with in situ temperatures measured in the Hurd Peninsula, Livingston Island, Antarctica: First results

Abstract: In the framework of the PERMASNOW project, we are comparing the MODIS thermal data (*LST*, 1-km) with those obtained *in situ* (T_a and T_s) at the AEMET meteorological stations and the project's stations in the Hurd Peninsula, Livingston Island (Antarctica). This article shows the first results obtained at the AEMET stations: Juan Carlos I (JCI), Glacier Johnson (GJ) and Glacier Hurd (GH) in the period of March-2000/July-2002 and February-2016. The daily *LST* data are compared with the daily mean values of T_a and T_s . A high linear correlation between T_a and T_s is observed, and thus, the comparison being restricted to T_a . The slightly decreasing linear trend of T_a in the studied period is also confirmed. Although the cloudiness limits the availability of *LST* data, however, the main problem proceeds from the quality of the *LST* data, observing that those with no “good quality” usually underestimate *LST* and are not reliable. The daily MODIS albedo product (500-m) helps us to improve the filtering of data with “other quality” and “cloud”, besides of classifying the cover in land (with/without snow) or water (melting snow/ice). The filtering reduces to 3-8% the days with available data at JCI and GJ, and eliminates all of them in GH. A simple linear fit does not explain well the relationship *LST* (land/water)- T_a ($R^2=0.1-0.4$), appealing to multiple linear regressions to take into account the annual/seasonal variations in this relationship. So, R^2 goes up to 0.3-0.6, being better at JCI ($R^2=0.6$ and $RSE\sim 2^\circ\text{C}$). It is concluded that the MODIS-*LST* data are useful for estimating long-term trends in T_a at a global level in the Livingston Island. Improving the quality of the *LST* data in this type of cold environments is essential.

Keywords: Land surface temperature (*LST*), MODIS, air temperature (T_a) soil surface temperature (T_s), permafrost, Antarctica.

1. INTRODUCCIÓN

El cambio climático que sufre la Antártida es extremadamente complejo tanto a escala espacial como temporal. Medidas de la temperatura del aire (T_a) en 19 estaciones con largos periodos de registro de datos bajo el proyecto READER (*Reference Antarctic Data for Environmental Research*), mostraron que la Península Antártica (PA) se había calentado entre 1950-2000 a un ritmo de hasta 0,56 °C/década (estación Faraday/Vernadsky), mientras que el interior continental se había enfriado ligeramente y las estaciones costeras, unas se habían calentado y otras enfriado (Turner et al., 2005). Steig et al. (2009) ampliaron el estudio a 107 estaciones con datos de T_a y usaron también datos térmicos (*Land Surface Temperature*, LST) NOAA-AVHRR para concluir que ambos tipos de datos mostraban resultados similares y un significativo calentamiento de la Antártida Oeste, que excedió los 0,1°C/década entre 1957-2006. Estudios recientes, sin embargo, muestran que la mayoría de las estaciones en la PA están enfriándose desde 1998/1999 (Oliva et al., 2017). El seguimiento del comportamiento térmico (y del *permafrost* o suelo congelado, cobertura nival, etc.) es esencial para entender y prever los cambios en la Antártida. Y para ello se debe actuar tanto tomando datos de campo o *in situ* como datos desde satélites, ya que ambos tienen limitaciones (datos locales en el primer caso y falta de datos por nubosidad en el segundo) y ventajas (registros continuos de datos en el primer caso y amplia cobertura espacial en el segundo). Bajo esta perspectiva trabajamos en el proyecto PERMASNOW (de Pablo et al., 2016) en las islas Livingston (penínsulas Byers y Hurd) y Decepción (Antártida). En estas islas (pertenecientes a las islas Shetland del Sur, situadas a unos 120 km de las costas de la PA y en su lado Oeste), se encuentran las bases antárticas españolas (BAE) Juan Carlos I (en la península Hurd de la isla Livingston) y Gabriel de Castilla (isla Decepción), y en el entorno de ambas el equipo de la Universidad de Alcalá trabaja desde 1991, y especialmente desde 2006, con la instalación de estaciones de monitorización incluidas en las redes de la Asociación Internacional del Permafrost. Además del trabajo de campo, en este nuevo proyecto (entre 2015-2019) se analizarán imágenes ópticas, radar (Jiménez et al., 2017), y térmicas, siendo éstas últimas, en concreto los datos térmicos del sensor MODIS, con una serie ya larga de datos, los usadas en este trabajo.

No existen muchos trabajos de comparación entre los datos MODIS-LST y los de T_a y/o temperatura del suelo (T_s) en las zonas polares, especialmente en la Antártida. Wan (2014) incluyó la T_s del Polo Sur sólo en la evaluación de la versión 6 (V6) del producto MODIS-LST, obteniendo un error de -0,5°C. Fréville et al. (2014) evaluaron la V5 (sólo con datos “good quality”) en la meseta antártica y su costa NE, obteniendo $R^2=0,69-0,97$ y $RMSE=2,2-7,5^\circ\text{C}$, con los mejores resultados en la meseta, siendo, en general, $LST < T_s$ hasta en -3°C . La mayoría de los trabajos de comparación entre MODIS-LST y T_a en zonas polares encuentran correlación entre ambas temperaturas, aunque ésta es variable dependiendo

de las estaciones. En la Antártida Este, Wang et al. (2013) encontraron mayor correlación en las estaciones del lado este ($R^2=0,83-0,98$) que en las del oeste ($R^2=0,41-0,83$), usando Terra diurnas y nocturnas, indicando que los valores de R^2 eran similares para ambas. Obtuvieron errores entre $SD=1,3-8,5^\circ\text{C}$, siendo $LST < T_a$.

En lo que conocemos, trabajos similares con MODIS no se han realizado en las islas Shetland del Sur. Por ello abordamos este trabajo. El objetivo es comparar los datos MODIS-LST con los de T *in situ* (T_a y T_s) tanto de las estaciones propias del grupo como de las estaciones de la AEMET. La instrumentación del grupo se detalla en de Pablo et al. (2016) y la de la AEMET en Bañón y Vasallo (2015), aunque en ambos casos son estaciones automáticas de T , que se mantienen y cuyos datos se recogen en el verano antártico, cuando están activas las BAE. El error en T_a es 0,2°C en ambos casos, mientras que para T_s es 0,2°C en las de la AEMET y 0,5°C en las del grupo. Como no existen datos MODIS-LST en la isla Decepción ni en la península Byers de la isla Livingston (los píxeles son enmascarados como agua), nos ceñiremos a la península Hurd de la isla Livingston. El objetivo final pretendido es encontrar algoritmos de estimación de la T_a (o T_s) a partir de los datos LST en estos ambientes polares, como ha sido posible en otras zonas más cálidas, por ejemplo, en España (Recondo et al., 2013; Peón et al., 2014), para extrapolar los resultados espacialmente a toda la isla Livingston o incluso a otras islas y poder realizar mapas temporales de temperatura. Otro objetivo es aprender lo que aportan los datos LST de los sensores actuales, como MODIS, así como sus limitaciones en estos ambientes fríos, para ver cómo se pueden mejorar los sensores futuros. Como primeros resultados mostramos aquí las comparaciones con los datos de la AEMET (T_a).

2. ÁREA DE ESTUDIO

Nuestro estudio se centra en la península Hurd de la isla Livingston, una de las áreas donde trabaja el equipo del proyecto PERMASNOW (Figura 1).

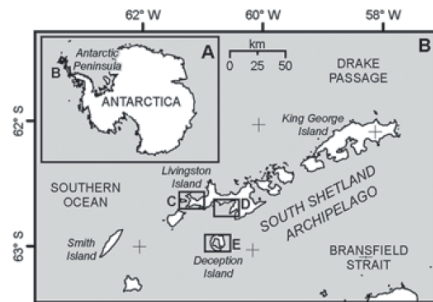


Figura 1. Área de estudio del proyecto PERMASNOW: penínsulas Byers (Área C) y Hurd (D) de la isla Livingston y la isla Decepción (E). Imagen de Pablo et al. (2016)

3. DATOS

Los datos de T_a y T_s son los obtenidos en las estaciones de la AEMET: Juan Carlos I (JCI), Glaciar Johnson (GJ) y Glaciar Hurd (GH) (Tabla 1). En realidad, la estación GJ estuvo operativa hasta el 24/01/2015, que fue trasladada al lóbulo Hurd y llamamos desde entonces GH. En JCI se obtienen datos cada 10 minutos (10^m) a lo largo de todo el año, mientras en GJ y GH son cada 10^m en el verano antártico (entre diciembre y febrero) y cada media hora ($0,5^h$) el resto del año.

Tabla 1. Localización, altitud y fechas de operatividad de las estaciones antárticas de la AEMET usadas.

Estación	Latitud	Longitud	h (m)	Fechas
JCI	62°39'47"S	60°23'16"W	12	16/02/1988 Actualidad
GJ	62°40'16"S	60°21'51"W	178	01/12/2006 24/01/2015
GH	62°41'48"S	60°24'44"W	93	25/01/2015 Actualidad

Los productos MODIS-LST son los diarios de 1 km de resolución espacial, tanto de Terra (desde el 05/03/2000) como de Aqua (desde el 08/07/2002) y tanto diurnos como nocturnos (MOD11/MYD11, V5). Además, se usaron los productos MODIS-albedo diarios de 500 m (MOD10/MYD10), con su clasificación de la cubierta de cada píxel en nieve, tierra (no nieve), agua y nube, para mejorar la discriminación de las nubes y comprobar si la cubierta influye en los resultados. Ambos productos tienen datos de calidad (QC o QA).

La comparación con los datos de la AEMET se hizo hasta el 21/02/2016, cuando terminó la campaña antártica 2015/2016, es decir, se han comparado 16/14 años de datos conjuntos MODIS-AEMET.

4. METODOLOGÍA

Se obtuvieron las T_a y T_s medias diarias para cada estación siempre que el registro de datos diarios estuviese completo ($n=144$ datos para los datos de 10^m y $n=48$ para los de $0,5^h$). Los datos MODIS usados fueron extraídos en la localización de cada estación a través de *Google Earth Engine* (<http://earthengine.google.org>) con su *Application Programming Interface* (API) (<https://code.earthengine.google.com/>). El análisis estadístico y los gráficos se realizaron con el software libre R (<http://www.r-project.org/>). La mayoría de las comparaciones T -LST están basadas en regresiones lineales simples o múltiples, en todos los casos usando regresiones robustas con la librería MASS en R. Se usan los parámetros estadísticos típicos de R^2 y RSE (*residual standard error*) para cuantificar la bondad del ajuste del modelo. En este artículo sólo se presentan los modelos obtenidos, que no se han validado todavía.

5. RESULTADOS

5.1. Comparación entre T_a y T_s

Aunque T_s y LST son medidas distintas que T_a , si existe una fuerte correlación entre T_s y T_a , significa que

también la habrá entre T_a y LST, y que podría estimarse T_a (medida más usual en las estaciones) a partir de LST. Para demostrar esto, hemos estudiado la correlación entre las T_a y T_s medias diarias de las estaciones (desde el 2000). La comparación muestra que ambas tienen un comportamiento similar de tipo sinusoidal, variando en fase y con similar amplitud. Se observa también en ambas una tendencia lineal ligeramente decreciente con el tiempo en la mayoría de las estaciones desde el año 2000 (p. ej., para T_a entre $-0,08t$ y $-1,1t$), confirmando lo observado ya por el equipo en proyectos anteriores. T_a y T_s están fuertemente correlacionadas ($R^2=0,80$ en JC y GH, y $R^2=0,66$ en GJ, con pendiente lineal, $a \sim 1$ y $RSE \sim 1^\circ C$ en todas ellas (Figura 2). En general $T_a < T_s$, aunque la diferencia entre ambas ($< 1^\circ C$) está dentro del error del ajuste (RSE). En GJ, el ajuste es mejor con sólo los datos de 10^m del verano antártico ($R^2=0,78$).

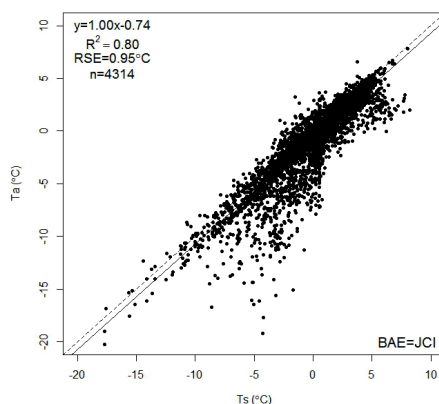


Figura 2. Ejemplo de ajuste lineal entre las T_a y T_s medias diarias: en JCI entre 01/01/2000 y 21/02/2016.

Dado este resultado, nos ceñiremos de momento a T_a para su comparación con la LST de MODIS.

5.2. Comparación entre T_a y LST

La disponibilidad de datos MODIS-LST en el área de estudio es limitada, debido a la frecuente cobertura nubosa. Así, sólo hay datos en un 24-35%, 18-28% y 3-13% de los días estudiados en JCI, GJ y GH, respectivamente (correspondiendo los menores valores a los datos nocturnos), frente a un 82-87%, 98% y 100% para T_a , respectivamente. Sin embargo, el mayor problema proviene de la calidad (QC) de los datos LST disponibles, ya que aquellos de peor calidad de acuerdo con Wan (2006) muestran que $LST \ll T_a$, de forma que sólo los datos de "good quality" son fiables y son los seleccionados (Figura 3). Además, la calidad (QA) y la clasificación del producto MODIS-albedo nos ayuda a filtrar los datos de "other quality" and "cloud", mientras que los datos de "snow-covered land", "snow-free land" and "open-water" (en nuestro caso nieve fundida) se han mantenido juntos en el análisis porque su relación T_a -LST es similar. Los filtros aplicados (especialmente el de la calidad de los

datos LST) reduce significativamente el número de datos considerados como “good”, en términos de porcentajes de días con datos, al 3-8%, 4% y 0% en JCI, GJ y GH, respectivamente. En GH se eliminan todos los datos.

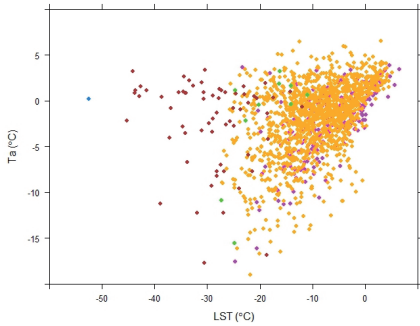


Figura 3. Ejemplo de relación T_a -LST para los datos Terra diurnos en JCI mostrando los distintos códigos de calidad (QC) en colores (color rosa: “good quality”)

Un ajuste lineal simple con los datos “good” no explica bien la relación T_a -LST ($R^2=0,1-0,4$) (Figura 4).

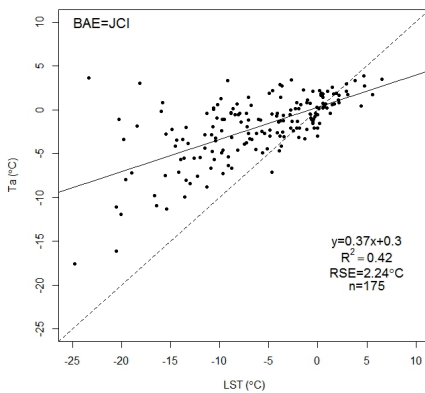


Figura 4. Ejemplo de ajuste lineal T_a -LST para los datos Terra diurnos “good” en JCI

Recurrimos entonces a regresiones lineales múltiples para tener en cuenta las variaciones anuales/estacionales en la relación T_a -LST. Así, para estimar T_a incluimos, además de LST, el tiempo (t) en forma lineal y con dos armónicos, en los primeros modelos probados. Con ellos R^2 sube a 0,3-0,6, con RSE entre 2-3 °C, siendo mejor los ajustes para JCI ($R^2=0,5-0,6$, $RSE=2,1-2,3^\circ\text{C}$, $n=125-355$) que para GJ ($R^2=0,3-0,5$, $RSE=1,7-2,7^\circ\text{C}$, $n=53-55$). Sobre todo para JCI no se observa gran diferencia en términos de R^2 y RSE entre los datos de Terra y de Aqua, ni entre los diurnos y los nocturnos.

6. CONCLUSIONES

En la zona y el periodo de estudio se observa una correlación moderada entre la T_a media diaria de las estaciones y la LST de MODIS. La falta de datos LST debido a la nubosidad es una limitación importante, pero

más aún el que la mayoría de los datos disponibles no sean de buena calidad, lo que debería mejorar en los sensores futuros. Aun así, los datos LST adecuados pueden servir para estimar tendencias a largo plazo y hacer mapas a escala global de la isla Livingston.

7. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO), a través del proyecto PERMASNOW (CTM2014-52021-R).

8. BIBLIOGRAFÍA

- Bañón, M., Vasallo, F. 2015. *AEMET en la Antártida: Climatología y meteorología sinóptica en las estaciones meteorológicas españolas en la Antártida*. AEMET, 150 p. ISBN: 978-84-7837-093-1
- de Pablo, M.A., et al. 2016. Frozen ground and snow cover monitoring in the South Shetland Islands, Antarctica: Instrumentation, effects on ground thermal behaviour and future research. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 42(2), 475-495.
- Fréville, H., et al. 2014. Using MODIS land surface temperatures and the Crocus snow model to understand the warm bias of ERA-Interim reanalyses at the surface in Antarctica. *The Cryosphere*, 8, 1361-1373.
- Jiménez, J., et al. 2017. Imágenes Radar de alta resolución para la caracterización de la cobertura nival en la Isla Decepción (Antártida Marítima). *Nuevas plataformas y sensores de teledetección. Actas del XVI congreso científico de la AET*.
- Oliva, M., et al. 2017. Recent regional climate cooling on the Antarctic Peninsula and associated impacts on the cryosphere. *Sci Total Environ*, 580, 210-223.
- Peón, J., et al. 2014. Improvements in the estimation of daily minimum air temperature in peninsular Spain using MODIS land surface temperature”. *Int J Remote Sensing*, 35(13), 5148-5166.
- Recondo, C. et al. 2013. Empirical models for estimating daily surface water vapour pressure, air temperature, and humidity using MODIS and spatiotemporal variables. Applications to peninsular Spain”. *Int. J. Remote Sensing*, 34(22), 8051-8080.
- Steig, E.J. et al. 2009. Warming of the Antarctic ice-sheet surface since the 1957 International Geophysical Year. *Nature*, 457, 459-463.
- Turner, J. et al. 2005. Antarctic climate change during the last 50 years. *Int. J. Climatol.*, 25, 279-294.
- Wan, Z. 2006. *Collection-5. MODIS Land Surface Temperature Products Users' Guide, Sep 2006*. http://www.icess.ucsb.edu/modis/LstUsrGuide/MODIS_LST_products_Users_guide_C5.pdf
- Wan, Z. 2014. New refinements and validation of the collection-6 MODIS land-surface temperature/emissivity product Remote Sens. *Environ.*, 140, 36-45
- Wang, Y. et al. 2013. A comparison of MODIS LST retrievals with in situ observations from AWS over the Lambert Glacier Basin, East Antarctica, *Int. J. Geosci.*, 4, 611-617.

Validación de un producto de precipitación global cercano a tiempo real para el seguimiento de extremos meteorológicos

Cánovas-García, F. ⁽¹⁾, García Galiano, S. ⁽¹⁾, Karbalaee, N. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Unidad Predepartamental de Ingeniería Civil, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII, 52, Cartagena 30203 (España). fulgencio.canovas@upct.es, sandra.garcia@upct.es

⁽²⁾ Civil and Environmental Engineering Department, Center for Hydrometeorology and Remote Sensing (CHRS), University of California Irvine (EE.UU.). nkarbala@uci.edu

Resumen: El seguimiento en tiempo real de una tormenta es relevante en la gestión y prevención de los riesgos frente a avenidas. Sin embargo, es posible que la densidad de las redes de pluviómetros automáticos presentes en un territorio no sea suficiente para caracterizar adecuadamente la distribución espacial ni las altas intensidades de precipitación alcanzadas durante determinadas tormentas. Los productos de precipitación estimada desde satélite tales como PERSIANN-CCS (*Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks - Cloud Classification System*) podrían complementar las redes pluviométricas y solventar este problema. En este trabajo se presenta una metodología de validación horaria del producto PERSIANN-CCS empleando 45 estaciones pluviométricas automáticas de la red SIAM (Sistema de Información Agraria de Murcia, IMIDA), para un episodio tormentoso de elevado periodo de retorno. Se han llevado a cabo contrastes entre los hietogramas obtenidos desde teledetección y los correspondientes a los registrados por los pluviómetros, evaluando estadísticos como el sesgo, la diferencia media cuadrática y el coeficiente de correlación de Pearson. Si bien en algunos casos la distribución temporal de la precipitación es capturada satisfactoriamente por PERSIANN-CCS, en varios pluviómetros las altas intensidades han sido subestimadas. La tormenta ha sido correctamente identificada por las imágenes de precipitación satelital, siendo la estimación cuantitativa de la precipitación la que presenta subestimaciones en varios casos. Como principal conclusión, se destaca la necesidad de una calibración local específica para el área de estudio en el caso de que se pretenda utilizar PERSIANN-CCS como una herramienta operativa para el seguimiento en tiempo cercano al real de fenómenos meteorológicos extremos.

Palabras clave: PERSIANN-CCS, precipitación satelital, episodios extremos, Sureste Español.

Validation of global satellite rainfall product for real time monitoring of meteorological extremes

Abstract: *The real time monitoring of storms is relevant in the management and prevention of flood risks. However, due to high spatio-temporal variability of typical storms of Southeast of Spain, the density of the rain gauge network could be not enough to represent the spatial distribution and high intensities of rainfall during the storms. The satellite rainfall estimates (SREs) such as PERSIANN-CCS (Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks - Cloud Classification System), could complement the rain gauges networks and solve this issue. Nevertheless, this product is recently released, and there are not enough works to validate its potential as an operational real time rainfall product, for regions such as the Southeast of Spain. In this work, a methodology is proposed for hourly validation close to real time of the PERSIANN-CCS product, using 45 automatic rain gauges provided by SIAM network (System of Agricultural Information of Murcia, IMIDA) for the storm of 17th-19th Dec 2016 registered in the East and South East of Iberian Peninsula. Several contrasts were made between the hyetographs registered by the automatic rain gauges and PERSIANN-CCS, analyzing statistics such as bias, root mean square difference and Pearson's correlation coefficient. In some cases the temporal distribution of rainfall is well captured by the SRE product, however in general the quantitative estimation of the total rainfall of episode is underestimated. As main conclusion, it is remarkable the need of specific calibration for the study area in the case of operational use close to real time of PERSIANN-CCS product to monitor meteorological extremes.*

Keywords: *PERSIANN-CCS, satellite rainfall, meteorological extremes, South East of Spain.*

1. INTRODUCCIÓN

El seguimiento en tiempo real de una tormenta es relevante en la gestión y prevención de los riesgos frente a avenidas. De forma más general la cuestión sobre la exactitud de las estimaciones cuantitativas de precipitación (QPE) es un tema de cierta relevancia en Ciencias de la Tierra.

La mayor parte de las áreas del mundo poseen una red de observatorios meteorológicos insuficiente para obtener información adecuada para la gestión de recursos y el manejo de catástrofes. Este hecho es quizás más relevante en zonas áridas y semiáridas, con tormentas de tipo convectivo.

Sin embargo, en el ámbito espacial de esta investigación aun siendo un territorio densamente ocupado, la

existencia de una red de estaciones meteorológicas puede no ser suficiente para caracterizar adecuadamente la distribución espacial del fenómeno estudiado. Especialmente cuando se trata de eventos tormentosos con intensidades extremadamente altas en un corto periodo de tiempo y muy localizadas.

Las estimaciones cuantitativas de precipitación procedentes de imágenes de satélite (SRE) pueden ser una alternativa a las medidas puntuales y discretas de la red de pluviómetros. Estos productos de precipitación obtenidos desde satélites se han convertido en una valiosa herramienta para obtener estimaciones de precipitación de carácter continuo en distintas escalas temporales (Ballari et al., 2016) y espaciales. Es de destacar que las SRE en la actualidad presentan las siguientes características que las hacen potencialmente muy atractivas para distintas aplicaciones medioambientales: (i) cobertura cercana a global (normalmente abarcan todas las longitudes planetarias y unas latitudes comprendidas entre los 60°N y 60°S); (ii) longitud de registros, en algunos casos se comienza a disponer de series temporales suficientemente largas para estudios climáticos (al menos 30 años); (iii) carácter continuo de la estimación de la precipitación; y por último (iv) su disponibilidad es independiente de las condiciones ambientales del área de estudio, algo de crucial importancia cuando las SRE se obtienen en tiempo real durante episodios de fenómenos meteorológicos extremos.

Hay varios tipos de SRE, sin ánimo de ser exhaustivos se pueden citar PERSIANN-CDR (*Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks - Climate Data Record*), PERSIANN-CCS (*Cloud Classification System*), CMORPH (*Climate Prediction Center morphing method*), TRMM *Multi-satellite Precipitation Analysis* (TMPA) 3B42RT y 3B42V6, entre otros (Chen et al., 2013). Entre las más recientes: *Convective Rainfall Rate* del NWC SAF (*Nowcasting and Very Short Range Forecasting*) o la amplia variedad de productos del *Precipitation Measurement Missions*.

Sin embargo, las SRE deberían ser validadas con medidas al suelo, como aquellas obtenidas por pluviómetros. Este es el objetivo de esta investigación, la comparación de la SRE como PERSIANN-CCS con las medidas proporcionadas por la red de pluviómetros SIAM (Sistema de Información Agraria de Murcia) en la Región de Murcia para el episodio de fuertes precipitaciones ocurrido a mediados de diciembre de 2016.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. El episodio de diciembre de 2016

Entre los días 15 al 19 de diciembre se registró el episodio de precipitación más importante del año 2016. La precipitación total del episodio fue de 320 mm en Sierra Espuña; y en 24 horas, se registraron hasta 166 mm en Torre Pacheco (AEMET, 2017). Se vieron particularmente afectados los territorios que drenan al

Mar Menor de Murcia, y muy especialmente el núcleo urbano de Los Alcázares.

2.2. PERSIANN-CCS y SIAM

En la actualidad PERSIANN-CCS provee estimaciones cuantitativas de precipitación con una resolución temporal de una hora y espacial de 0,04°, entre los 60°N y los 60°S en tiempo real y cadencia de una hora. Estas características son suficientes para aplicaciones hidrológicas a escala local (Yang et al., 2016).

Los datos PERSIANN-CCS se pueden descargar de forma libre del *Center for Hydrometeorology and Remote Sensing* (CHRS) de la Universidad de California-Irvine (EE.UU.).

La red SIAM es el conjunto de estaciones agrometeorológicas de la Región de Murcia, instaladas en zonas regables, cuyo objetivo es estimar la evapotranspiración de referencia y las necesidades de riego de los cultivos (IMIDA, s/f).

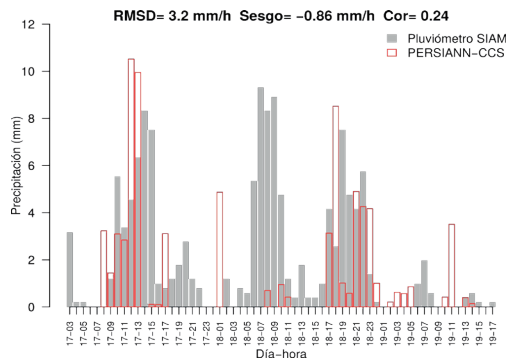


Figura 1. Hietogramas de los valores de PERSIANN-CCS y del pluviómetro en la estación AL31 de Totana.

2.3. Estadísticos para la comparación

Se han utilizado varios estadísticos para comparar los valores obtenidos con PERSIANN-CCS en la localización de cada pluviómetro de la red SIAM. Estos son la diferencia media cuadrática (RMSD), el sesgo y el coeficiente de correlación de Pearson. Además de manera gráfica se han analizado las diferencias obtenidas por medio de la comparación de los hietogramas PERSIANN-CCS y SIAM en dos estaciones pluviométricas.

La primera de ellas, la TP42, está localizada en el paraje Torre Blanca del término municipal de Torre Pacheco y es la estación de la red que más precipitación acumulada registró en el evento estudiado (285,3 mm).

La segunda, la AL31, se localiza en el paraje Lebor en el término municipal de Totana y es la estación cuya precipitación acumulada (129.7 mm) está más cerca al valor medio de precipitación acumulada calculada desde todas las estaciones de la red SIAM. También se han generado gráficos de dispersión precipitación SIAM y SRE por un lado, y de precipitación SIAM y diferencia de precipitación por otro. Por motivos de claridad en la

visualización, solo se han representado parejas de datos en los que al menos uno de los valores de precipitación sea mayor que 0.

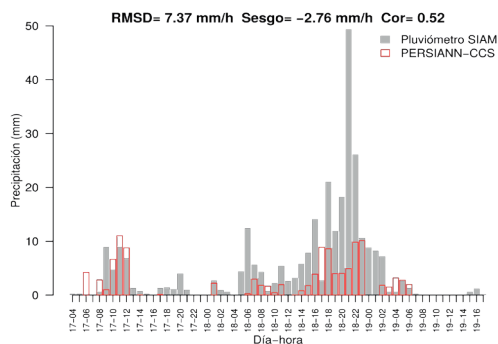


Figura 2. Hietogramas de los valores de PERSIANN-CCS y del pluviómetro en la estación TP42 de Torre Pacheco.

3. RESULTADOS

Desde el análisis de los hietogramas de las dos estaciones seleccionadas, se identifican diferencias notables entre los registros. En el caso de la estación AL31 (Figura 1) entre las 9 y las 15 horas del día 17 se producen fuertes precipitaciones que son representadas relativamente bien por PERSIANN-CCS, aunque con dos horas de adelanto. Sin embargo, las fuertes intensidades alcanzadas entre las 6 y las 10 horas del día 18 no han sido captadas por PERSIANN-CCS. La RMSD horaria es bastante alta (3,2 mm) y el sesgo indica que PERSIANN-CCS presenta subestimaciones, que como media alcanza 0,86 mm por hora.

En el caso de la estación TP42 (Figura 2) las diferencias entre PERSIANN-CCS y el registro pluviométrico, son aún mayores. Téngase en cuenta que las intensidades que se alcanzaron en este pluviómetro fueron extraordinariamente altas: entre las 21:00 y las 22:00 horas del día 18 se registraron 49,3 mm. Como en el caso anterior las elevadas intensidades alcanzadas en varios intervalos de tiempo no han sido captadas adecuadamente por PERSIANN-CCS. Tan solo en las primeras horas de la tormenta, entre las 8 y las 12 del día 17 son representadas de forma aceptable. La RMSD es muy alta (7,37 mm/h) y el sesgo indica que PERSIANN-CCS claramente subestima los valores de precipitación registrados por el pluviómetro SIAM.

En los hietogramas se puede apreciar que la subestimación no se produce a partir de la superación de cierto umbral de precipitación, ya que se aprecian varios intervalos de tiempo en que SIAM indica valores de intensidad por debajo de 5 mm/h y PERSIANN-CCS no provee valores de precipitación o bien ofrece valores de intensidad muy bajos.

Los gráficos de dispersión (Figura 3) representan en el eje de ordenadas la precipitación PERSIANN-CCS y

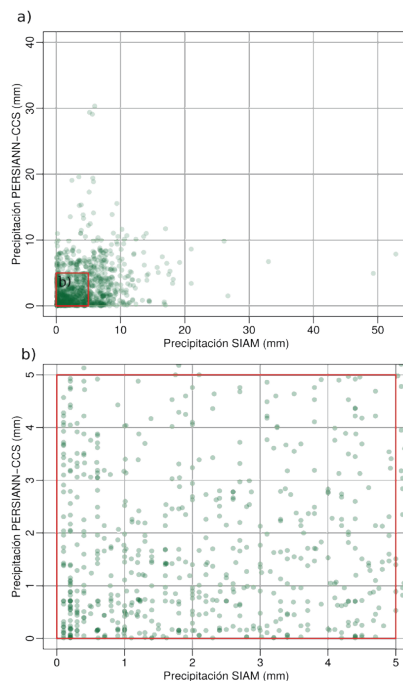


Figura 3. Gráficos de dispersión de precipitación SIAM vs. precipitación PERSIANN-CCS. a) Todos los casos en los que la precipitación de alguna fuente es mayor que 0. b) Detalle de a).

en el eje de abscisas la precipitación SIAM. Desde la Figura 3 a y b se identifica que el grado de ajuste lineal entre estas dos variables es bajo. Se aprecia como las máximas intensidades captadas por los pluviómetros SIAM (dos valores muy elevados en torno a 50 mm) son subestimados por PERSIANN-CCS con valores inferiores a 10 mm. Luego, la correlación entre estas dos variables para valores inferiores a 5 mm es nula (Figura 3b). Con respecto al total precipitado, la estación AL31 recibió un aporte de 129,7 mm, siendo la estimación de 75,7 mm, lo que supone un 41,7% de subestimación. Con respecto a la estación TP42 el volumen precipitado fue de 285,3 mm, llegando la subestimación al 60%.

En la Tabla 1 se presentan estadísticos (sesgo, RSMD y R) que evalúan el acuerdo y el ajuste lineal existente. Los mismos se han estimado para todas las observaciones, comarcas agrarias del Ministerio de Agricultura (Fernández González, 2013), y las estaciones ubicadas en la comarca del Campo de Cartagena, ya que fue esta la que más perjudicada se vio por las escorrentías superficiales provocadas por la tormenta. La RMSD presenta un valor global de 3,37 mm/h, siendo la comarca del Campo de Cartagena la que supera ampliamente este valor.

Tabla 1. Estadísticos extraídos de la comparación de PERSIANN-CCS y los observatorios de la red SIAM.

Ámbito	Observaciones	RSMD (mm/h)	Sesgo (mm/h)	R
Nordeste	469	2,30	-0,47	0,31
Noroeste	335	2,82	-1,11	0,36
Centro	134	2,88	-1,45	0,50
Río Segura	938	3,20	-0,78	0,37
SO y V. del Guadalentín	737	3,34	-0,64	0,28
Campo de Cartagena	670	4,52	-1,18	0,43

Estación*	Observaciones	RSMD (mm/h)	Sesgo (mm/h)	R
CA42	67	3,73	-0,72	0,42
CA52	67	3,59	-0,24	0,17
CA73	67	3,37	-0,92	0,33
CA91	67	3,67	-0,98	0,19
TP22	67	6,71	-2,65	0,64
TP42	67	7,09	-2,56	0,53
TP52	67	3,26	-0,98	0,64
TP73	67	2,37	-0,33	0,74
TP91	67	4,69	-1,37	0,46
Total	3283	3,37	-0,84	0,37

*La localización de las estaciones se puede consultar en: <http://siam.imida.es/apex/tp=101:41:432032925834500>.

Desde Tabla 1, el valor del sesgo indica que para todas las comarcas los datos PERSIANN-CCS en media, son inferiores a los correspondientes SIAM. Por su parte, los coeficientes de correlación R están por debajo de 0,5 en cinco de las seis comarcas. Con respecto a este estadístico es conveniente aclarar que en su cálculo se han incluido las parejas de datos en las que ambas precipitaciones son cero y es fácil entender que para el caso que nos ocupa (lluvias intensas) estas parejas de ceros son irrelevantes.

4. CONCLUSIONES

Esta investigación sugiere que el producto SRE PERSIANN-CCS, en su versión actual, presenta poca capacidad para describir con exactitud fuertes eventos de precipitación.

El hecho de que exista una clara subestimación por parte de PERSIANN-CCS hace pensar que pueda ser viable su calibración a escala local considerando pluviómetros locales. La ventajosa cadencia temporal de PERSIANN-CCS y de los pluviómetros SIAM (alrededor de una hora) y el tiempo de procesamiento del producto SRE hacen pensar que de identificarse una buena corrección, el nuevo producto calibrado podría ser considerado como una herramienta operativa para el seguimiento de fenómenos meteorológicos extremos en tiempo cercano al real.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es resultado de un contrato posdoctoral con cargo al Programa Saavedra Fajardo (20023/

SF/16) financiado por la Consejería de Educación y Universidades de la CARM, a través de la Fundación Séneca-Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia. Queremos agradecer al *Center for Hydrometeorology and Remote Sensing* de la Universidad de California, Irvine y al Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia la posibilidad de acceder a la información empleada en esta investigación de forma libre y autónoma.

6. BIBLIOGRAFÍA

AEMET. Avance climatológico mensual. Diciembre 2016 en la Región de Murcia.

Ballari, D., Castro, E., Campozano, L. 2016. Validation of satellite precipitation (TRMM 3B43) in ecuadorian coastal plains, andean highlands and amazonian rainforest. ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, The International Archives of the Photogrammetry, *Remote Sensing and Spatial Information Sciences, XLI-B8*, 305-311.

Chen, S., Hong, Y., Cao et al. 2013. Performance evaluation of radar and satellite rainfalls for Typhoon Morakot over Taiwan: Are remote-sensing products ready for gauge denial scenario of extreme events? *Journal of Hydrology*, 506, 4-13.

Erena, M., López, J., García, P. et al. 2012. Estimación de precipitación combinada radar-pluviómetros y publicación mediante servicios OGC. *XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica. Tecnologías de Información Geográfica en el contexto de Cambio Global*.

Fernández González, J. (Dir.). 2013. *Caracterización de las comarcas agrarias de España. Tomo 34*. Región de Murcia. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España.

IMIDA. s/f. Sistema de Información Agrario de Murcia.

Yang, Z., Hsu, K., Sorooshian, S., Xu, X., Braithwaite, D., Verbist, K.M.J. 2016. Bias adjustment of satellite-based precipitation estimation using gauge observations: A case study in Chile. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121, 3790-3806.

Evaluación de las estimas de precipitación desde satélite PERSIANN-CDR para la España Peninsular

García Galiano, S. ⁽¹⁾, Giraldo-Osorio, J. D. ⁽²⁾, Hsu, K. L. ⁽³⁾, Sorooshian, S. ⁽³⁾, Erena Arrabal, M. ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Unidad Predepartamental de Ingeniería Civil, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII, 52, Cartagena 30203, España. sandra.garcia@upct.es

⁽²⁾ Departamento de Ingeniería Civil, Grupo de Investigación Ciencia e Ingeniería del Agua y el Ambiente, Facultad de Ingeniería, Pontificia Universidad Javeriana, Carrera 7 No. 40 - 62, Bogotá, Colombia j.giraldo@javeriana.edu.co

⁽³⁾ Civil and Environmental Engineering Department, Center for Hydrometeorology and Remote Sensing (CHRS), University of California Irvine, EE.UU. soroosh@uci.edu

⁽⁴⁾ Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario, IMIDA, Murcia, España. manuel.arena@carm.es

Resumen: Estudiar la variabilidad a largo plazo y las tendencias cambiantes de la precipitación en España, debido a su gradiente latitudinal de precipitación y su compleja orografía, pueden proveer de información relevante sobre cómo la hidroclimatología de la zona ha cambiado. La disponibilidad de un reciente producto de precipitación global de alta resolución estimado desde satélite denominado PERSIANN-CDR (*Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Network – Climate Data Record*), provee la oportunidad de llevar a cabo ese estudio. En áreas que no presenten una densa red de pluviómetros, el producto PERSIANN-CDR cobra especial relevancia para identificar la confiabilidad de modelos climáticos regionales (RCMs) en orden a reducir incertidumbres; como entrada a modelos hidrológicos; o incluso para estudios de climatología regional. Sin embargo, una evaluación de la confiabilidad de PERSIANN-CDR considerando la información provista por pluviómetros, aún no ha sido acometida para España. En el presente trabajo, como información pluviométrica observada se ha utilizado la base de datos en malla de alta resolución a escala diaria denominada Spain02. La variable longitudes de rachas secas de precipitación (o DSL en inglés), considerando umbrales de 1 mm y 10 mm de precipitación diaria, ha sido considerada para la validación. El estudio de las DSL es un modo de analizar el riesgo de sequías. El período temporal seleccionado corresponde a 1988-2007, con resolución espacial 0,25°. La evaluación se ha basado en el análisis de la similaridad distribucional entre los datos pluviométricos observados y las estimas satelitales. Los resultados demuestran la robustez de la base de datos PERSIANN-CDR sobre la España peninsular para representar las rachas secas más críticas (las DSLs más largas). Si bien para el umbral 1 mm, las DSLs más cortas fueron sobreestimadas por PERSIANN-CDR, en general PERSIANN-CDR se demostró como un producto robusto tanto para abordar estudios de detección del cambio climático, como para seguimiento de extremos meteorológicos como sequías.

Palabras clave: PERSIANN-CDR, rachas secas de precipitación, precipitación satelital, riesgo de sequía, España.

Assessment of satellite rainfall estimations PERSIANN-CDR over continental Spain

Abstract: *The study of long term variability and trends of rainfall over Spain, due to its latitudinal gradient of rainfall and complex orography, can provide relevant information about how the hydroclimatology of the area has changed. The availability of recent global precipitation product of high resolution estimated from satellite named PERSIANN-CDR (Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Network – Climate Data Record), provides the opportunity to perform this study. In areas without a dense network of raingauges, the PERSIANN-CDR product presents high relevance to identify the reliability of Regional Climate Models (RCMs) in order to reduce the uncertainties; as input to hydrological models; or for regional climatology studies. However, an assessment of PERSIANN-CDR robustness considering the information provided by raingauges, was not yet performed over Spain. In the present work, the high resolution grid of observed rainfall at daily scale (named Spain02) was considered. The dry spell length variables (or DSL in English), considering thresholds of 1 and 10 mm of daily rainfall, were considered for the validation. The analysis of DSLs is a way to assess the drought risk. The selected time period corresponds to 1988-2007, with spatial resolution of 0.25°. The assessment was based in the analysis of distributional similarity between the observed raingauges and rainfall satellite estimates. The results demonstrate the robustness of PERSIANN-CDR dataset over continental Spain to represent the more severe dry spell lengths (the longest DSLs). However, for 1 mm threshold the shorter DSLs were underestimated for PERSIANN-CDR; the rainfall satellite estimates demonstrated its reliability. In conclusion, PERSIANN-CDR was a robust product for both climate change studies and monitoring of meteorological extremes as droughts.*

Keywords: *PERSIANN-CDR, dry spell lengths, satellite rainfall estimates, drought risk, Spain.*

1. INTRODUCCIÓN

Mejorar el conocimiento de la distribución espacial y temporal de las sequías, es importante para el proceso de toma de decisión en riego y planificación hidrológica a escala de cuenca. Sin embargo, la duración de las sequías y su intensidad son directamente proporcionales al número de días sin precipitación (Dracup *et al.*, 1980), o rachas secas de precipitación. España se encuentra periódicamente afectada por sequías, mientras que el Sur y Sureste Español son zonas afectadas por estrés hídrico. La escasez hídrica es una consecuencia de la falta de balance entre la disponibilidad de los recursos hídricos renovables y el consumo, que emerge de la sobreexplotación de recursos hídricos (Van Loon y Van Lanen, 2013).

Una forma de abordar el estudio de las sequías y su incidencia en un territorio, es mediante un análisis probabilístico de las rachas secas de precipitación (o DSL por su acrónimo en inglés). El análisis de las DSL usualmente se basa en registros pluviométricos. Entre los estudios llevados a cabo en España en la temática, destacan los de Martín Vide y Gomez (1999) trabajando con cadenas de Markov con umbrales de precipitación de 0,1, 1 y 10 mm/día; y los trabajos de Vicente Serrano y Beguería (2003) considerando umbrales diarios de precipitación 0,1 y 5 mm y funciones de distribución teóricas.

Aunque las estimaciones de precipitación desde satélite (SREs) están llegando a ser cada vez más robustas, existen aún pocos trabajos que demuestran la robustez de las SREs teniendo en consideración el resultado de su contraste a redes pluviométricas de alta densidad especial, tanto para aplicaciones climáticas como hidrológicas.

En la actualidad existen distintos productos SREs, entre ellos los registros de larga longitud del producto PERSIANN-CDR (*Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks*, Ashouri *et al.*, 2015). PERSIANN-CDR provee de series temporales de 30 años de datos de precipitación diaria a escala global.

Distintos autores han evaluado PERSIANN en diferentes zonas del globo terrestre, pero usualmente trabajando en períodos temporales inferiores a 30 años. Entre ellos destacar el trabajo de Sorooshian *et al.* (2000) que abordaron la evaluación de la precipitación tropical mediante el sistema PERSIANN (concretamente el producto PERSIANN-GT), con resultados satisfactorios. Luego, Katiraei *et al.* (2013) focalizó sus esfuerzos en evaluar en el semiárido Irán, cuatro diferentes productos SREs, entre ellos los productos PERSIANN y adj-PERSIANN, pero en base a un red de pluviómetros muy dispersa (baja densidad pluviométrica).

En el presente trabajo, la validación se ha orientado a evaluar la robustez de PERSIANN-CDR en la representación de las longitudes de rachas secas en España continental, considerando una base de datos de precipitación observada de alta resolución.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El producto PERSIANN-CDR (*Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks*) para la estimación de precipitación, utilizaba originalmente imágenes infrarrojas del satélite GOES (GOES-IR, Hsu, *et al.*, 1997). Las series largas de PERSIANN-CDR (PERSIANN- *Climate Data Record*) corresponden a datos diarios globales de precipitación, que cubre el área entre latitud 60°S y 60°N y longitud 0° y 360°, para el período temporal 1983-presente (Ashouri *et al.*, 2014). Para el presente trabajo, se trabajó con productos de precipitación acumulada en períodos temporales de 3-horas para el período temporal 1988-2007, que fueron convertidos a precipitación diaria 0600UTC a 0600UTC para ajustarlos a la hora local, y fueron asimismo remuestreados a tamaño de celda 0,20° para España continental.

Luego, se ha trabajado con la base de datos observacional de alta resolución denominada Spain02. La misma se extiende para la España peninsular y las Islas Baleares, con una resolución de malla regular de 0,2° (Herrera *et al.*, 2010).

La Figura 1 (a) representa la zona de estudio que corresponde a la España continental. Mientras la Figura 1 (b) identifica los sitios de análisis, sobre un Modelo de Elevación Digital (MED) de la zona, considerando la malla provista por la base de datos Spain02. A modo de ejemplo se presentan los resultados obtenidos en tres sitios de análisis en el Sureste semiárido español, si bien se ha trabajado a escala de España continental.

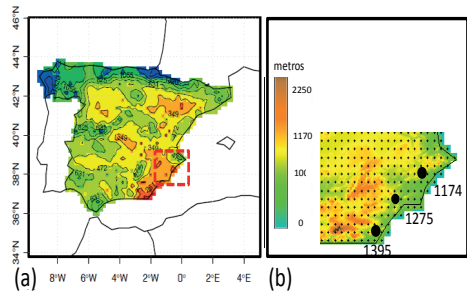


Figura 1. Zona de estudio y sitios seleccionados para el análisis: (a) distribución espacial de la precipitación media anual (mm) para el periodo 1961-90 desde la base de datos Spain02; y (b) MED (m) con ubicación de los sitios seleccionados de análisis.

La variable longitud de rachas secas (o DSL por su acrónimo en inglés) se define como el número de días consecutivos sin precipitación o con precipitación por debajo de un umbral. Se han considerado dos umbrales de trabajo (1 mm/día y 10 mm/día) para definir las DSLs desde ambas base de datos (Spain02 y PERSIANN-CDR), y para cada sitio definido desde la malla de Spain02. El período de trabajo ha correspondido a 1988-2007. Por cuestiones de homogeneidad y consistencia, cuando la base de datos PERSIANN-CDR ha presentado valores

nulos, se ha considerado también nulo el correspondiente valor de la base de datos Spain02. Se han identificado las funciones de densidad de probabilidad (o PDFs por su acrónimo en inglés) de las DSLs desde cada base de datos, a escala de sitio para España continental. Se ha trabajado por tanto con 1445 sitios. Se trabajó con distintas longitudes de DSLs (mayores a 1 día y a 10 días). Mientras se evaluó la bondad del ajuste entre las funciones de distribuciones de ambas base de datos, aplicando el test de dos muestras de Smirnov-Kolmogoroff test (SKTEST).

3. RESULTADOS

La Figura 2 representa las PDFs de todas las DSLs obtenidas desde ambas bases de datos, y los correspondientes histogramas de frecuencia (en rojo PERSIANN-CDR, mientras que en negro Spain02), para umbrales 1 mm/día y 10 mm/día. Desde la Figura 2 (a) para umbral 1 mm/día, se observa en general una sobreestimación de las DSLs más cortas, mientras una leve subestimación de las DSLs más largas. Los resultados mejoran al considerar umbral 10 mm/día (Figura 2 (b)), con elevados valores del valor p del test de Smirnov-Kolmogorov (SKTEST) en algunos casos. Desde el análisis de la distribución espacial de la media de las DSLs (no mostrado) para tanto la base de datos Spain02 como PERSIANN-CDR, considerando umbrales de 1 mm y 10 mm/día, y su diferencia en %

(PERSIANN-CDR-Spain02/Spain02). Por un lado, para umbral 1 mm/día se ha identificado una clara sobreestimación de PERSIANN-CDR en la parte Norte de España en la costa Cantábrica. Mientras en los sistemas montañosos (montañas cantábricas, Pirineos, Sistema Ibérico, y Sistema de Andalucía), y Sureste semiárido, los valores son subestimados. Mientras que para el caso de umbral de 10 mm se observa alta coherencia espacial (sin sobreestimación). En general las más importantes subestimaciones se identifican en los principales sistemas montañosos.

4. CONCLUSIONES

El trabajo presenta los resultados de la evaluación de la robustez del producto PERSIANN-CDR en la réplica de las DSLs en España continental, considerando como contraste los resultados obtenidos desde una base de datos observados de precipitación diaria de alta resolución espacial. Se ha trabajado con dos umbrales de precipitación diaria (1 y 10 mm/día) para identificar los DSLs en cada sitio de análisis.

Como conclusión general de los análisis llevados a cabo, la representación de las funciones de densidad de probabilidad de DSLs usando la base de datos PERSIANN-CDR, demuestra mejor comportamiento al considerar umbrales que permiten identificar las sequías más severas. La distribución espacial de los resultados demuestra que PERSIANN-CDR replica mejor las DSLs mayores a 10 días para umbral de 1 mm/día, y la representación de todas las DSLs para el caso de umbral 10 mm/día.

Finalmente, se destaca que PERSIANN-CDR se demostró como un producto robusto tanto para abordar estudios de detección del cambio climático, como para seguimiento de extremos meteorológicos como sequías a escala global. Se debe destacar que se trata de un registro climático de 30 años de longitud a escala diaria. Por tanto no debe confundirse con otros productos como PERSIANN-CCS que se genera en tiempo cercano al real y mayor resolución espacial.

5. AGRADECIMIENTOS

Se agradece la financiación recibida del proyecto de I+D Ref. 19527/PI/14 Fundación SENECA: “Evaluación y propuestas para mejorar la prevención, protección y preparación frente a avenidas en el Alto Guadalentín y tributarios: Implicaciones en diseño de infraestructuras hidráulicas”; y del Proyecto de I+D Ref. CGL2012-39895-C02-01 financiado por la Secretaría Nacional de Investigación del Ministerio de Ciencia e Innovación y fondos FEDER. Se agradece la beca otorgada por el Ministerio de Educación, Cultura y Deportes para movilidad de profesores seniors e investigadores (Ref. PRX14/00748). Finalmente, se agradece especialmente al grupo de investigación del Center of Hydrometeorology and Remote Sensing (CHRS) de la University of California-Irvine (UCI) por proveer la base de datos PERSIANN-CDR.

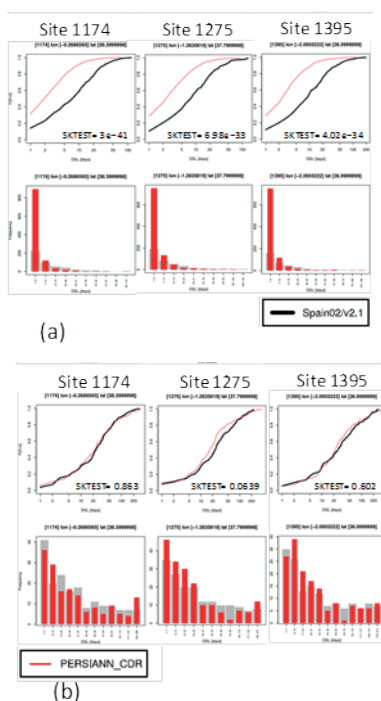


Figura 2. Histogramas y PDFs de todas las DSLs en sitios seleccionados del Sureste de España, para: (a) umbral de 1mm/día; y (b) umbral de 10 mm/día.

6. REFERENCIAS

- Ashouri, H., Hsu, K.L., Sorooshian, S., Braithwaite, D., Knapp, K., Cecil L.D., Nelson B.R., Prat, O.P. 2015. PERSIANN-CDR Daily Precipitation Climate Data Record from Multisatellite Observations for Hydrological and Climate Studies, *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 69-83.
- Dracup, J.A., Lee, K.S., and Paulson, E.G. 1980. On the definition of droughts, *Water Resour. Res.* 16, 297-302.
- Herrera, S., Gutiérrez, J.M., Ancell, R., Pons, M.R., Frias, M.D., Fernández, J. 2010. Development and analysis of a 50-year high-resolution daily gridded precipitation dataset over Spain (Spain02), *Int J Climatol.*, 32, 74-85.
- Hsu, K.L., Gao, X., Sorooshian, S., Gupta, H.V. 1997. Precipitation estimation from remotely sensed information using artificial neural networks, *J. Appl. Meteor.*, 36, 1176-1190.
- Katirae Boroujerdy, P.S., Nasrollahi, N., Hsu, K.L., Sorooshian, S. 2013. Evaluation of satellite-based precipitation estimation over Iran, *Journal of Arid Environments*, 97, 205-219.
- Martin Vide, J., Gomez, L. 2013. Regionalization of peninsular Spain based on the length of dry spells, *Int. J. Climatol.*, 19, 537-555.
- Sorooshian, S., Hsu, K.L., Gao, X., Gupta, H.V., Imam, B., Braithwaite, D. 2000. Evaluation of PERSIANN System Satellite-Based Estimates of Tropical Rainfall, *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 2035-2046.
- Van Loon, A.F., Van Lanen, H.A.J. 2013. Making the distinction between water scarcity and drought using an observation-modeling framework, *Water Resour. Res.*, 49, 1483-1502.
- Vicente Serrano, S.M., Beguería Portugues, S. 2003. Estimating extreme dry-spell risk in the Middle Ebro Valley (Northeastern Spain): a comparative analysis of partial duration series with a General Pareto Distribution and annual maxima series with a Gumbel Distribution, *Int. J. Climatol.* 23, 1103-1118.

Incorporación de la temperatura de la superficie terrestre obtenida desde satélite para la mejora de modelos predictivos de temperatura del aire

Mira, M. ⁽¹⁾, Ninyerola, M. ⁽²⁾, Batalla, M. ⁽²⁾, Pesquer, L. ⁽³⁾, Pons, X. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ GRUMETS research group. Departamento de Geografía, Edificio B, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193-Bellaterra, Cataluña, España. maria.mira@uab.cat, xavier.pons@uab.cat

⁽²⁾ Departamento de Biología Animal, de Biología Vegetal y de Ecología, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193-Bellaterra, Cataluña, España. miquel.ninyerola@uab.cat, meritxell.batalla@uab.cat

⁽³⁾ GRUMETS research group. CREA, Edificio C, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193-Bellaterra, Cataluña, España. l.pesquer@creaf.uab.cat

Resumen: En este estudio se propone una metodología empírica para la creación de mapas mensuales de temperatura del aire (T_{aire}) mínimas y máximas a partir de datos del Servicio Meteorológico de Cataluña (SMC) y la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). El objetivo principal es analizar las mejoras observadas en la estimación espacial de la T_{aire} cuando incorporamos información satelital de temperatura de la superficie terrestre (TST) en el modelo, además de la información geográfica. El área de estudio es Cataluña, al noreste de la Península Ibérica, y el periodo de estudio comprende los meses de junio y diciembre desde 2003 a 2011. Los mejores modelos de T_{aire} se obtuvieron cuando la regresión incluyó la TST satelital y las variables geográficas. En general, la mejora fue mayor (en términos de reducción de la incertidumbre) para la estimación de la T_{aire} mínima de invierno (con una diferencia máxima de 0,4 K en el RMSE). Por otra parte, no hubo diferencias significativas ($>0,1$ K) en la estimación de la T_{aire} máxima considerando la TST diurna o nocturna. Sin embargo, en el caso de la T_{aire} mínima, ésta fue claramente mejor estimada con la TST nocturna (diferencias en el RMS de hasta 0,3 K).

Palabras clave: temperatura del aire, temperatura de la superficie terrestre, interpolación espacial, modelado climatológico, SIG, teledetección.

Incorporation of satellite land surface temperature for the improvement of predictive air temperature models

Abstract: This study proposes an empirical methodology for the creation of monthly minimum and maximum air temperature (T_{air}) maps based on data from the Meteorological Service of Catalonia (MSC) and the State Meteorological Agency (AEMET). The main objective is to analyze the observed improvements in the spatial estimation of T_{air} when incorporating land surface temperature (LST) satellite information into the model, besides of geographic information. The study area is Catalonia, at the northeast of the Iberian Peninsula, and the study period includes months of June and December from 2003 to 2011. The best T_{air} models were obtained when regression accounted for remote sensing LST and geographical variables. In general, the improvement was greater (in terms of reduction of uncertainty) for the estimation of the minimum T_{air} during wintertime (with a maximum difference of 0.4 K in the RMSE). On the other hand, there were no significant differences (>0.1 K) in the maximum T_{air} estimate considering daytime or nighttime LST data. However, in the case of the minimum T_{air} , it was clearly better estimated with nighttime LST (RMS differences up to 0.3 K).

Keywords: air surface temperature, land surface temperature, spatial interpolation, climatological modeling, GIS, remote sensing.

1. INTRODUCCIÓN

La monitorización y definición del clima y la meteorología de una región geográfica específica son esenciales para el conocimiento de los patrones espaciales y temporales de la temperatura superficial del aire (T_{aire}), definida como la temperatura medida por un termómetro expuesto al aire en un lugar protegido de la radiación solar directa (WMO, 1992), típicamente situado a unos 1,5 m sobre el suelo. La T_{aire} es una variable climática y meteorológica clave que permite cuantificar procesos a nivel superficial. En efecto, está implicada en muchos procesos ambientales tales como los flujos energéticos, la evapotranspiración real y potencial, el estrés hídrico, o la distribución de especies (Prihodko y Goward, 1997). Por tanto, puede

utilizarse, por ejemplo, como parámetro de entrada en los modelos climáticos y meteorológicos.

La T_{aire} suele medirse en estaciones meteorológicas, que proporcionan datos puntuales, espacialmente caracterizados por la densidad y distribución de la red de estaciones disponibles. Sin embargo, en muchos casos (especialmente en áreas extensas y heterogéneas) es necesario disponer de una superficie continua, o cuasi-continua, de dicha variable.

La observación de la Tierra desde el espacio utilizando la información obtenida mediante sensores aeroportados o a bordo de satélites artificiales (teledetección) es la única metodología que permite evaluar de manera efectiva la distribución espacial de las variables de la superficie

terrestre a escala regional y global de manera periódica. Gracias al desarrollo tecnológico de la última generación de sensores con bandas espectrales en la región del infrarrojo térmico (8-14 μm) (e.g., Sentinel-3, Landsat, MODIS, ASTER, AATSR, AVHRR) se ha mejorado la capacidad de los programas actuales de observación de la Tierra. Estos sensores incorporan nuevos canales espectrales de medida y aportan una resolución espacial y espectral mucho mejor que hace sólo unas décadas. Así mismo, las largas series históricas de datos de satélite existentes hoy en día (Landsat, más de 40 años; NOAA-AVHRR, más de 30 años; MODIS, 16 años) ofrecen la posibilidad de integrar la cartografía climática basada en los datos de las estaciones meteorológicas con la información satelital (Vicente-Serrano et al., 2004; Sun et al., 2005; Cristóbal et al., 2008; Hengl et al., 2012). En este sentido, existen en la bibliografía variedad de estudios que introducen la temperatura de la superficie terrestre (TST) estimada con datos de teledetección (Cristóbal et al., 2008; Hengl et al., 2012). Sin embargo, no es habitual encontrar trabajos que usen series temporales extensas.

El presente trabajo tiene como finalidad general avanzar en la comprensión y predicción de futuros cambios ambientales. El principal objetivo es mejorar las estimaciones espaciales de T_{aire} mensuales (mínimas y máximas) proporcionadas actualmente por modelos estadísticos que combinan aproximaciones estadísticas (regresión) y espaciales (interpolación) a partir de datos meteorológicos, incorporando la TST procedente de datos de satélite como predictor. En este estudio se considera una larga serie temporal completa y robusta (años 2003 a 2011), tanto de datos procedentes de observaciones meteorológicas convencionales, como de datos de teledetección, integrando también factores geográficos como la altitud, la continentalidad, etc. y se tienen en cuenta imágenes de diferentes satélites. Como objetivo secundario, se evalúan los cambios en las estimaciones de la T_{aire} a nivel espacial y temporal, considerando el análisis de datos correspondientes a las distintas épocas del año analizadas, así como la diferenciación entre cubiertas del suelo y niveles de complejidad orográfica del territorio, basados en la desviación estándar de la altitud en un radio de 10 km (tierras llanas, desviación <150 m; tierras medias, entre 150 y 250 m; tierras abruptas, >250 m). El ámbito de estudio es Cataluña, al noreste de la Península Ibérica.

2. MATERIAL

La base de datos incluye medidas concurrentes procedentes de datos de satélite (TST diurnas y nocturnas), medidas de campo de estaciones meteorológicas (T_{aire}) y datos geográficos, para los meses de verano (junio) e invierno (diciembre) de los años 2003 a 2011.

2.1. Datos de satélite

Como datos mensuales de TST diurna y nocturna se consideraron 1) los productos MOD11B3 y MYD11B3 del *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*

(MODIS) de la NASA y 2) el producto que llamaremos "ATCDR" correspondiente a datos del *Along Track Scanning Radiometer-2* (ATSR-2) o del *Advanced Along Track Scanning Radiometer* (AATSR) de la Agencia Europea del Espacio (ESA). Las estaciones incluidas en el modelo fueron ponderadas, en la calibración, en base a la información de las bandas de calidad de la TST, según los criterios establecidos en la Tabla 1 y Tabla 2. La hora de adquisición de las imágenes sobre el área de estudio se detalla en la Tabla 3. La resolución espacial nominal de ambos productos es de aproximadamente 6 km (5568 km para MODIS y 0,05 grados para ATSR-2 y AATSR). No obstante, las imágenes fueron adaptadas a 90 m de resolución espacial mediante interpolación bilineal (o el vecino más próximo, en el caso de las máscaras de calidad de los productos MODIS) para su inclusión en los modelos de regresión.

Tabla 1. Ponderación de las estimaciones TST proporcionadas por el producto ATCDR en función de su banda de calidad, correspondiente a la incertidumbre (δ) de la TST.

ATCDR	
δ TST (K)	Ponderación (%)
≤ 1	100
>1 y $\leq 1,2$	90
$>1,2$ y $\leq 1,4$	80
$>1,4$ y $\leq 1,6$	70
$>1,6$ y $\leq 1,8$	60
$>1,8$ y $\leq 2,0$	50
$>2,0$ y $\leq 2,3$	40
$>2,3$ y $\leq 2,6$	30
$>2,6$ y $\leq 3,0$	20
$>3,0$	10

Tabla 2. Ponderación de las estimaciones TST proporcionadas por los productos MOD11B3 y MYD11B3 en función de las máscaras de calidad.
 QC-TST: "QC_Mandatory_QA_flag";
 QC-Emis: "QC_Emis_error_flag".

QC-TST	QC-Emis	Ponderación (%)
1	1,2,3,4	100
3	1	70
3	2	50
3	3	30
3	4	10

Tabla 3. Intervalo de hora local de adquisición de las imágenes de satélite, tras considerar todas las imágenes y píxeles del ámbito de estudio.

Producto	Diurna	Nocturna
ATCDR	10:02 – 10:47	21:04 – 21:45
MOD11B3	10:24 – 12:00	21:12 – 22:48
MYD11B3	12:24 – 13:48	1:24 – 3:00

2.2. Datos meteorológicos de campo

Los datos meteorológicos fueron cedidos por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) y el Servicio

Meteorológico de Cataluña (SMC). Dichos datos fueron sometidos previamente a un riguroso control de calidad, realizando una selección en función de varios criterios objetivos (estabilidad de las series temporales, test de validación cruzada, etc.), conjuntamente con el conocimiento del experto (calidad de las series de las estaciones, ubicación adecuada, etc.).

Las T_{aire} han sido observadas alrededor de las 5 h - 6 h (mínimas) y las 15 h - 16 h (máximas), aunque existe una cierta variabilidad en función de la localización y el momento del año. Se considera un promedio de 195 estaciones en cada imagen, variando entre un mínimo de 180 y un máximo de 212 en función de la época del año. La precisión de las estimaciones es 0,1 K.

2.3. Datos geográficos

El modelo considera además información geográfica derivada de un modelo digital de elevaciones y otras variables geográficas, como son la altitud, la latitud, la continentalidad (distancia euclidiana y distancia de coste al mar), la radiación solar potencial y un índice topográfico de humedad (Boehner *et al.*, 2002).

3. METODOLOGÍA

Si bien existen diferentes técnicas de interpolación espacial, se optó por aplicar una metodología basada en el análisis de regresión múltiple combinada con la interpolación espacial de los residuos mediante el inverso de la distancia ponderada (Ninyerola *et al.*, 2000, 2005; Sun *et al.*, 2005). La regresión múltiple proporciona un modelo predictivo de la variable climática (T_{aire}) a partir de las variables que influyen sobre el clima de la zona (las variables geográficas y la TST). El resultado es un mapa potencial obtenido a partir de la ecuación de ajuste de la regresión que recoge el comportamiento general del clima. Una vez se dispone de esta cartografía potencial se está en disposición de interpolar los residuos de la propia regresión para acercar ostensiblemente la superficie potencial a los datos observados y, por tanto, en general para todo el territorio cartografiado. En otras palabras, la utilización de la varianza no explicada por el modelo de regresión permite, una vez combinada con el mapa potencial, obtener mapas lo más realistas posibles. Los residuos (diferencia entre el valor predicho por el modelo de regresión y el valor observado en las estaciones meteorológicas) muestran los aspectos locales del clima ya que cuantifican cómo de particular es aquella climatología respecto del modelo general.

Se utilizaron varios índices de fiabilidad que describen cuál es la calidad temática de cada mapa. Para el cálculo

de estos índices es indispensable reservar un conjunto de estaciones (conjunto de validación o test) que permita compararlos con los valores estimados a partir del conjunto de estaciones de ajuste. En el presente estudio se aplicó la validación cruzada uno a uno (*cross-validation leave-one-out*). Este proceso permite conservar al máximo la capacidad predictiva de los modelos y obtener un índice de fiabilidad promediado.

Las variables estadísticas analizadas en este estudio son la raíz del promedio del cuadrado de los errores (RMSE o *Root Mean Square Error*) y el coeficiente de determinación ajustado (R^2_{aj}), que nos permitirá comparar los valores de las regresiones independientemente del número de variables dependientes del modelo.

4. RESULTADOS

Para la estimación de la T_{aire} mínima no se consideró la radiación solar como variable dependiente, dado que en la mayoría de los casos su inclusión no presentaba significación en los coeficientes de regresión, siendo éstos incluso negativos, invirtiendo la relación natural de la T_{aire} con la radiación solar (ya que a mayor radiación se espera mayor T_{aire}). Las regresiones obtenidas para la estimación de la T_{aire} máxima de invierno presentan una tendencia general a no incluir el índice topográfico al considerar la TST, ni la fricción al Mediterráneo al considerar la TST nocturna. Sin embargo, para la estimación de la T_{aire} mínima tal exclusión sólo ocurre ocasionalmente. Cuando la TST implica una mejora en la estimación de la T_{aire} , se obtiene un coeficiente mayor para dicha variable. En cambio, su valor disminuye (o es prácticamente cero), cuando la mejora es menor o inexistente.

El R^2_{aj} presenta un valor máximo de 0,95 y medio de 0,90 y 0,83 para las T_{aire} máximas y mínimas, respectivamente. No se observan grandes diferencias en el R^2_{aj} (< 0,02) en los modelos que no incluyen la TST ni entre los modelos obtenidos para verano o invierno.

Para la comparación del RMSE entre modelos, se consideraron 80 estaciones comunes a todos los años (Tabla 4). La consideración de la ponderación de las estaciones según la banda de calidad de la TST implica en general variaciones en el RMSE de $\pm 0,03$ K, si bien en algunos casos con datos MODIS implica un aumento del RMSE de hasta 0,07 K, o 0,04 K en las T_{aire} máximas y mínimas, respectivamente.

La variación del RMSE al introducir la TST en los modelos obtenida al diferenciar entre cubiertas de suelo y niveles de complejidad orográfica del territorio se resume en la Tabla 5.

Tabla 4. Diferencia máxima (media) en el RMSE de las T_{aire} obtenidas tras considerar 80 estaciones comunes a todos los años según diferentes modelos: a) con o sin TST; b) con la TST diurna (d) o nocturna (n); c) máxima diferencia entre modelos con la TST diurna o nocturna de los diferentes productos.

Mes	a) RMSEsinTST - RMSEconTST (K)		b) RMSETSTd - RMSETSTn (K)		c) Δ RMSETST (K)	
	Máximas	Mínimas	Máximas	Mínimas	Máximas	Mínimas
Junio	0,16 (0,10)	0,15 (0,10)	-0,15 (-0,06)	0,15 (0,10)	0,17 (0,11)	0,21 (0,12)
Diciembre	0,05 (0,02)	0,35 (0,22)	0,06 (0,01)	0,29 (0,17)	0,15 (0,06)	0,39 (0,25)

Tabla 5. Diferencia máxima (media) en el RMSE de las T_{aire} obtenidas tras diferenciar entre tipos de cubierta y complejidades del terreno según modelo con o sin TST.

Tipo de cubierta	Mes	RMSE _{sinTST} - RMSE _{conTST} (K)	
		Máximas	Mínimas
Forestal	Junio	0,22 (0,12)	0,30 (0,12)
	Diciembre	0,06 (0,04)	0,32 (0,31)
Agrícola y ganadero	Junio	0,02 (0,03)	0,06 (0,06)
	Diciembre	-0,01 (0,00)	0,11 (0,06)
Urbano	Junio	0,03 (0,02)	0,01 (0,05)
	Diciembre	0,06 (0,02)	0,28 (0,17)
Tipo de complejidad del terreno			
Tierras llanas	Junio	0,06 (0,03)	0,10 (0,10)
	Diciembre	-0,03 (0,00)	0,18 (0,14)
Tierras medias	Junio	0,15 (0,08)	0,02 (0,04)
	Diciembre	0,05 (0,02)	0,20 (0,13)
Tierras abruptas	Junio	0,09 (0,09)	0,08 (0,00)
	Diciembre	0,27 (0,13)	0,27 (0,24)

5. DISCUSIÓN

La baja significación del coeficiente de radiación solar en los modelos la atribuimos a la disposición de las estaciones meteorológicas en el espacio geográfico, la mayoría de ellas situadas en zonas llanas. Eso provoca que exista poca variabilidad y no se capture bien la relación en los modelos.

A diferencia de lo esperado, la ponderación de las estaciones en función de la banda de calidad de la TST no mejora las estimaciones de T_{aire} . Esto puede ser debido a una pérdida de información de estaciones relevantes, así como también a la posible pobre calidad de las máscaras MODIS.

Las T_{aire} mínimas y las T_{aire} máximas de invierno son mejor estimadas con la consideración de la TST nocturna, mientras que las T_{aire} máximas de verano son mejor estimadas con la TST diurna. Como ya mostró Zeng et al. (2015) para la estimación de la T_{aire} diaria, se demuestra la habilidad de la TST nocturna para estimar la T_{aire} mensual máxima, mientras que la mayoría de los estudios no exploran tal posibilidad (Vancutsem et al., 2010).

A excepción de las máximas de invierno y considerando la precisión de las medidas terreno (0,1 K), la consideración de la TST en los modelos mejora significativamente la estimación de la T_{aire} , especialmente para las mínimas de invierno (mejora del RMSE de hasta 0,35 K). Al diferenciar entre cubiertas y complejidades del terreno, dicha mejora es significativa para las mínimas de invierno, así como también para las mínimas y máximas de verano de cubiertas agrícolas y ganaderas, y las máximas de verano de tierras abruptas.

6. CONCLUSIONES

La incorporación de las estimaciones de satélite de la TST en los modelos predictivos de T_{aire} mensual implica una mejora significativa, especialmente para las mínimas y las máximas de invierno. En conclusión, la TST aporta una información adicional en relación al fenómeno de inversión térmica, no reflejada hasta el momento por las variables geográficas ni las medidas terreno, debido

probablemente a las escasas estaciones meteorológicas situadas en tierras abruptas.

Como valor añadido del presente trabajo destaca que implicará la actualización y mejora del “Atlas Climático Digital de Cataluña” desarrollado por la Universitat Autònoma de Barcelona y disponible online (http://www.creaf.uab.cat/miramon/Index_es.htm).

7. AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el Ministerio Español de Ciencia e Innovación (proyecto CGL2015-69888-P MINECO/FEDER y contrato de investigación “Juan de la Cierva” de la Dra. Mira), la Generalitat de Catalunya (GRUMETS- grupo de investigación consolidado SGR 2014 núm. 1491) y la “Institució Catalana de Recerca i Estudis Avançats” (Xavier Pons es beneficiario de un ICREA Academia Excellence in Research grant, 2016-2020).

8. BIBLIOGRAFÍA

- Boehner, J. et al. 2002. Soil regionalisation by means of terrain analysis and process parameterisation. In: Micheli, E., Nachtergaele, F., Montanarella, L. [Ed.]: *Soil Classification 2001*. European Soil Bureau, Research Report No. 7, EUR 20398 EN, Luxembourg. 213-222.
- Cristóbal, J. et al. 2008. Modeling air temperature through a combination of remote sensing and GIS data. *Journal of Geophysical Research - Atmospheres*, 113, D13106.
- Hengl, T. et al. 2012. Spatio-temporal prediction of daily temperatures using time-series of MODIS LST images. *Theoretical and Applied Climatology*, 107(1), 265-277.
- Ninyerola, M. et al. 2000. A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques. *International Journal of Climatology*, 20, 1823-1841.
- Ninyerola, M., et al. 2005. Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. *Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. 44 pp. Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra. <http://opengis.uab.es/wms/iberia/pdf/acdpi.pdf>
- Prihodko, L., Goward, S.N. 1997. Estimation of air temperature from remotely sensed surface observations. *Remote Sensing of Environment*, 60, 335-346.
- Sun, Y.J. et al. 2005. Air temperature retrieval from remote sensing data based on thermodynamics. *Theoretical and Applied Climatology*, 80, 37-48.
- Vancutsem, C. et al. 2010. Evaluation of MODIS land surface temperature data to estimate air temperature in different ecosystems over Africa. *Remote Sensing of Environment*, 114, 449-465.
- Vicente-Serrano, S.M. et al. 2004. NAO influence on NDVI trends in the Iberian Peninsula (1982–2000). *International J. Remote Sensing*, 25, 2871-2891.
- World Meteorological Organization, 1992. Measurement of temperature and humidity (R.G. Wylie and T. Lalas). Technical Note No. 194, WMO-No. 759, Geneva.
- Zeng, L. et al. 2015. Estimation of daily air temperature based on MODIS land surface temperature products over the corn belt in the US. *Remote Sensing*, 7, 951-970.

ForestCO2: monitorización de sumideros de carbono en masas de *Pinus halepensis* en la Región de Murcia

Sanchez Pellicer, T., Martín Alcón, S., Tomé Morán, J. L., Navarro, J. A., Fernández-Landa, A.
Departamento de Evaluación de los Recursos Forestales, Agresta Sociedad Cooperativa, C/ Duque de Fernán
Núñez, 2, 1º, 28012, Madrid, Agresta Sociedad Cooperativa.
{tsanchez, smalcon, jltome, janavarro, afernandez}@agresta.org

Resumen: La gestión forestal es una de las actividades de compensación de emisiones contempladas en el protocolo de Kioto, pero aún no está aplicándose en España por falta de metodologías y experiencias. El proyecto LIFE ForestCO2 pretende dar un importante impulso a los sumideros de carbono generados a través de actuaciones de Gestión Forestal Sostenible como clave en la lucha contra el cambio climático y, simultáneamente, como almacenes de carbono donde organizaciones y empresas de los sectores difusos puedan invertir de forma voluntaria para compensar sus emisiones a través de la figura del crédito de CO₂. La línea principal de trabajo del proyecto es la modelización del secuestro de carbono como consecuencia de actuaciones de gestión forestal en masas de *Pinus halepensis* Mill. y *Pinus pinaster* Ait. en sus diversos depósitos: biomasa (aérea y subterránea), materia orgánica del suelo y materia orgánica muerta, mediante metodologías reconocidas por el Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), calibradas y precisadas a escala local. La combinación de fuentes de datos públicos, como son los datos LiDAR del PNOA y las bases de datos del cuarto Inventario Forestal Nacional, permite trabajar en grandes superficies a bajo coste, y con información de alta calidad. En este proyecto se han seleccionado estas fuentes de datos para desarrollar metodologías específicas de generación de cartografía de calidad de estación y carbono secuestrado en masas de las especies objetivo. En este artículo se presentan los resultados obtenidos en la modelización de la calidad de estación y la monitorización de existencias de carbono para las masas de *Pinus halepensis* en la Región de Murcia. Se espera que esta metodología contribuya a que la compensación de emisiones a través de la gestión forestal pueda convertirse en una fuente de financiación para la silvicultura de estas masas forestales.

Palabras clave: LiDAR, calidad de estación forestal, Kioto, cambio climático, gestión forestal.

ForestCO2: monitoring of carbon sinks in Pinus halepensis stands in the Region of Murcia

Abstract: Forest management is one of Kyoto's offsetting mechanisms, but it is not yet being applied in Spain due to lack of methodologies and experiences. The LIFE ForestCO2 project aims to give a major impetus to the carbon sinks generated through actions of Sustainable Forest Management as a key in the fight against climate change and, simultaneously, as carbon stores where organizations and companies from the diffuse sectors can invest, on a voluntary basis, to offset their emissions through the figure of the CO₂ credit. The aim of the project is the modeling of carbon sequestration as a consequence of forest management activities in *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinaster* Ait stands in its different deposits: biomass (aerial and underground), soil organic matter and dead organic matter, through methodologies recognized by the panel of experts on climate change (IPCC), calibrated and improved the accuracy at the local level. The combination of public data sources, such as LiDAR data from PNOA, and databases of the fourth National Forest Inventory, allows to work in large areas at low cost, and with high quality information. In this project, these data sources have been selected to develop specific methodologies for generation of site quality and carbon sequestration cartography in the forest area occupied by the target species. This article presents the results obtained in the modeling of site index and the monitoring of carbon stocks for *Pinus halepensis* stands in the Region of Murcia. This methodology could contribute to the compensation of emissions' goal through forest management, becoming a source of funding for the silviculture of these forest stands.

Keywords: LiDAR, forest site quality, Kioto, climate change, forest management.

1. INTRODUCCIÓN

Dentro de las acciones de compensación de emisiones de gases de efecto invernadero, tanto en el protocolo de Kioto como en los acuerdos de Marrakech, la gestión forestal se planteó como una posibilidad a desarrollar. Sin embargo, mientras que otras opciones de compensación han sido ampliamente desarrolladas como la forestación/

reforestación o los cambios de uso de suelo, la gestión forestal quedó relegada a un segundo plano.

El proyecto LIFE FOREST CO2 "Cuantificación de sumideros de carbono forestal y fomento de los sistemas de compensación como herramientas de mitigación del cambio climático" trabaja en este sentido, tratando de desarrollar metodologías válidas para compensar emisiones mediante la gestión forestal. Una de las líneas

de trabajo del proyecto es la modelización del secuestro de carbono como consecuencia de actuaciones de Gestión Forestal Sostenible (podas, claras, clareos, etc.) en masas de *Pinus halepensis* Mill. y *Pinus pinaster* Ait. españolas y francesas en sus diversos depósitos: biomasa (aérea y subterránea), materia orgánica del suelo y materia orgánica muerta, mediante cálculos reconocidos a nivel internacional (IPCC), pero precisados a escala local. Para ello, se ha apostado por la utilización de datos públicos como el LiDAR del PNOA y las parcelas del IFN4, lo que permite trabajar en grandes superficies a bajo coste, y con información de alta calidad

En este artículo se presentan los resultados sobre modelización de la biomasa y calidad de estación en el caso de *Pinus halepensis* en la Región de Murcia.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La cartografía de biomasa y de calidad de estación se desarrolló a partir de datos LiDAR complementados con otro tipo de datos relacionados con el índice de sitio como las variables topográficas, de suelo y climáticas. Los datos de LiDAR del PNOA corresponden al vuelo del 2009 con una resolución de 0,5 pulsos/m². Para la estimación de las variables topográficas en el área de estudio, se utilizó un modelo digital del terreno (MDT) con paso de malla de 25 m (CNIG). A partir del MDT de 25 metros de resolución se generó la cartografía de otras variables topográficas derivadas del MDT también necesarias para construir los modelos como son la pendiente, la insolación y el índice de posición topográfica. La insolación se generó utilizando la herramienta Hillshade disponible en la librería GDAL (QGIS). Para ello, se usó un azimut de 180° (mediodía solar) y un ángulo vertical o altitud correspondiente a la capital de provincia más cercana. Se usaron dos valores de altitud correspondientes a la posición del sol en verano y en invierno, obteniendo de esta forma dos ráster de insolaciones.

El índice de posición topográfica (TPI) compara la elevación de cada celda del MDT con la elevación media de una zona especificada alrededor de la celda. Los valores positivos del TPI representan puntos de mayor cota que la media de sus vecinos (crestas). Los valores negativos representan puntos de menor cota que los de su alrededor (valles) y los valores próximos a cero son o áreas planas o áreas de pendiente constante en las que la pendiente del punto es significativamente mayor que cero. La importancia del TPI se halla en que la cota de un punto no define la topografía sino la relación de esta cota con las próximas (Conejo Muñoz *et al.*, 1992).

Las variables de suelo se obtuvieron de la base de datos geográfica de suelos de Eurasia a escala 1:1.000.000 (SGDBE). Se hizo una reclasificación de las unidades de cartografía del terreno (SMU) en un código numérico dentro de la superficie de estudio, de forma que éstas puedan ser tratadas como una variable paramétrica a la hora de generar los modelos de calidad de estación. En este caso se utiliza la clasificación de suelos FAO-90 para distinguir los tipos de suelos presentes en el

área de trabajo: Petric Calcisol, Haplic Calcisol, Eutric Cambisol, Calcaric Fluvisol, Haplic Gypsisol, Mollic Leptosol, Lithic Leptosol, Water body.

Las variables de clima (temperatura mínima, temperatura máxima y precipitación) se obtuvieron para tres bases de datos de clima principales para la Península Ibérica: Worldclim, con una resolución de 1 km, Atlas Climático de la España Peninsular (Gonzalo, 2010) con una resolución de 1 km y el Atlas Climático Digital de la Península Ibérica (Ninyerola, 2005) con una resolución de 200 m. A partir de esas variables se generaron 19 variables bioclimáticas a través del paquete “dismo” de R (Hijmans *et al.*, 2015)

2.1. Procesado LiDAR de toda la superficie de trabajo

La información LiDAR fue procesada con el programa FUSION (McGaughey y Carson, 2003). Para toda la superficie de estudio se generó un modelo digital de elevaciones (MDT) de 2 metros de resolución a partir de los puntos clasificados como suelo. El MDT fue posteriormente utilizado para asignar alturas sobre el suelo a todos los retornos clasificados como vegetación (normalización de la nube de puntos). A partir de la nube de puntos normalizada se calculó una batería de 70 estadísticos de estructura de masa arbolada por encima de 2 metros en celdas de 25 m de lado, seleccionado finalmente 13 variables LiDAR: Media, Desviación estándar, Varianza, Coeficiente de variación, Rango intercuartílico, Kurtosis, Percentil del 1%, Percentil del 5%, Percentil del 25%, Percentil del 50%, Percentil del 75%, Percentil del 95%, Percentil del 99%, Fracción Cubida Cubierta y *Canopy releaf ratio*. En total se obtuvieron 41 variables predictoras para el cálculo de modelos de predicción de la biomasa y la calidad de estación de *Pinus halepensis* en la Región de Murcia.

2.2. Parcelas IFN4 y campo

Para el ajuste del modelo se han utilizado parcelas del IFN4 localizadas en masas de *Pinus halepensis* de la Región de Murcia.

Las parcelas del IFN se localizan en campo mediante modelos de navegador GPS básico que presentan unos errores de medición medios superiores a los 5 metros. Para la modelización de la biomasa a partir de LiDAR es conveniente utilizar precisiones submétricas de localización del centro de la parcela, de modo que fue necesario realizar un trabajo previo de recolocación de las parcelas para alcanzar esa precisión necesaria. Tras esta tarea, se hizo una selección de las parcelas que alcanzaron dicha precisión submétrica que dio como resultado una base de datos de 243 parcelas que fueron las que finalmente se utilizaron en todos los trabajos de modelización (Figura 1).

La calidad de estación de cada parcela se calculó a partir de los modelos para *Pinus halepensis* (Montero *et al.*, 2006). La biomasa se calculó como el volumen con corteza del IFN4.

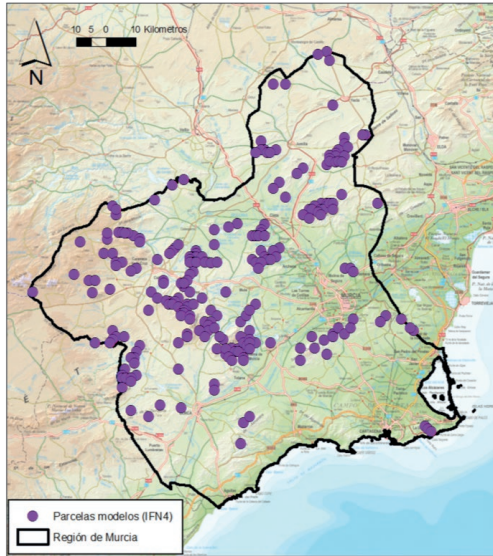


Figura 1. Localización de las parcelas del IFN4 de *Pinus halepensis* en Murcia.

2.3. Modelización estadística

El ajuste de modelos y la generación de cartografía se realizaron con el paquete estadístico R. Se ajustaron modelos paramétricos (regresión lineal) y no paramétricos (*Random Forest*).

Para el ajuste de modelos se utilizaron los siguientes paquetes de R: Rcmdr, stats, car, graphics, lmtest, MASS, lme4, randomForest, rfUtilities, caret, ggpubr, maptools, hydroGOF. La selección de variables para optimizar la capacidad predictiva de los modelos de *Random Forest* se realizó con el paquete VSURF de R (Genuer *et al.*, 2010).

3. RESULTADOS

3.1. Calidad de estación

Se construyeron distintos modelos de calidad de estación de diferentes tipos, paramétricos y no paramétricos, y se seleccionó el que mejor ajuste tuvo. Este modelo se corresponde con un modelo no paramétrico generado con *Random Forest* (Breiman, 2001.) con una selección de variables realizada mediante el paquete VSURF de R. Dicho modelo está integrado por 12 variables: 7 variables de worldclim, 2 variables climáticas de Gonzalo, 2 variables topográficas y una de insolación. En la Tabla 1 se presentan los valores de ajuste del modelo.

Tabla1. Valores de ajuste del modelo RF de calidad de estación.

RMSE	R squared	Cohen f2	Accuracy	Overfitting ratio
3,006	0,214	0,272	0,850	12,000

El modelo seleccionado se aplicó al *stack* de raster y se generó un mapa de calidades de estación para las masas de *Pinus halepensis* en la Región de Murcia con una resolución de 25 metros (Figura 2).

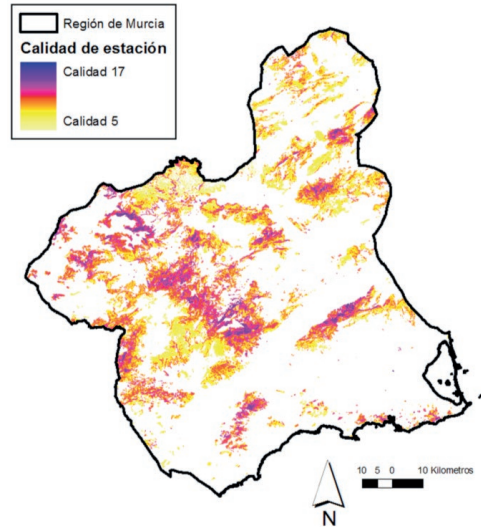


Figura 2. Cartografía de Calidad de estación en las masas de *P. halepensis* en la Región de Murcia.

3.2. Biomasa

Para la biomasa también se probaron modelos de diferentes tipos y se seleccionó un modelo no paramétrico generado con *Random Forest* con una selección de variables realizada mediante el paquete VSURF de R. Dicho modelo contiene 2 variables LiDAR: un percentil bajo de alturas y un estadístico de fracción de cubierta cubierta.

En la Tabla 2 se presentan los valores de ajuste del modelo.

Tabla2. Valores de ajuste del modelo RF de biomasa.

RMSE	R squared	Cohen f2	Accuracy	Overfitting ratio
17,495	0,670	2,028	0,767	70,000

El modelo seleccionado se aplicó a su vez al *stack* de raster y se generó un mapa de biomasa (m^3/ha) para las masas de *Pinus halepensis* en la Región de Murcia con una resolución de 25 metros (Figura 3). A su vez, se calcularon las existencias totales de biomasa a partir del raster generado con el modelo de LiDAR para el estrato de *Pinus halepensis* (257.216,08 ha) y se compararon con las existencias calculadas con todas las parcelas del IFN4 incluidas dentro de los límites de dicho estrato como otra manera adicional de validar las predicciones de LiDAR (Tabla 3).

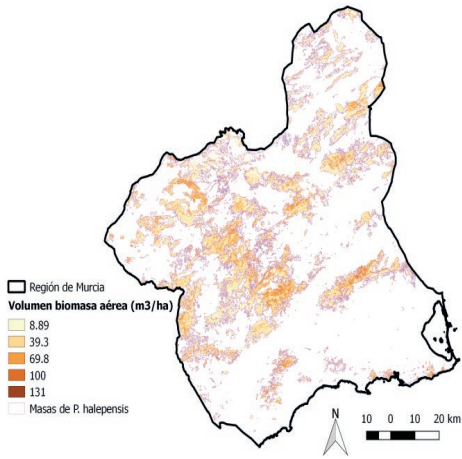


Tabla3. Existencias de biomasa aérea de *P. halepensis*.

	Nº Inventario parcelas	Biomasa (m³/ha)	Biomasa Total (m³)	Error de muestreo (m²)
LIDAR	243	30,04	7.727.199,67	-
IFN4	1.508	31,34	8.110.581,84	520.564,51

4. DISCUSIÓN

En las diferentes pruebas realizadas se observó que las variables LiDAR, descriptoras de la estructura forestal, “engañan” al modelo de calidad de estación, ganando peso en los modelos e incluso llegando a desplazar al resto de variables. Sin embargo, al analizar el resultado de dichos modelos, se observa que en ellos la estructura llega a enmascarar a la propia calidad de estación, de manera que predicen todas las masas de menor altura dominante como de calidades bajas, no siendo capaces de discriminar aquellos enclaves con masas jóvenes y buenas calidades de estación.

Por este motivo, los modelos de calidad de estación con más sentido biológico son los que precinden de las variables LiDAR e incorporan solamente variables ambientales (climáticas, topográficas y de insolación). No obstante, los modelos seleccionados de calidad de estación funcionan muy bien.

Respecto a los modelos de biomasa, la situación es distinta. En las diferentes pruebas realizadas se comprobó que las variables LiDAR son más que suficientes para conseguir buenos modelos predictivos, no siendo necesarias en este caso las variables ambientales. Esto se explicaría por la relación directa entre la cantidad de biomasa existente y las características estructurales del rodal, algo que no sucede con la calidad de estación, variable en la que intervienen otros factores (e.g. la edad de la masa).

Se puede concluir que es posible obtener cartografía continua de alta resolución de biomasa y calidad de estación a partir de datos de fácil acceso. Esta cartografía supone una oportunidad para mejorar la gestión forestal y el diseño de intervenciones selvícolas a escala rodal

ya que permite conocer la calidad de estación y las existencias de biomasa en rodales de pequeña superficie, allí donde la precisión de otras fuentes de datos como el IFN4 no llega (por ausencia de parcelas). En este sentido, esta cartografía generada es totalmente válida para los fines del proyecto LIFE ForestCO2.

Por otro lado, en la tabla 3 se puede comprobar que el valor de las existencias totales calculadas para todo el estrato de *Pinus halepensis* de la Región de Murcia a partir de los modelos de LiDAR está dentro del intervalo de confianza del valor calculado con todas las parcelas del IFN4 correspondientes a dicho estrato. La conclusión más importante es que se pueden conseguir resultados similares con un esfuerzo de muestreo mucho menor (243 parcelas frente a 1.508) lo que supone un importante ahorro económico. Esta cartografía de alta resolución obtenida con bajo coste puede ser fundamental en la rentabilidad de los proyectos de carbono de gestión forestal, más aún si cabe en masas de especies poco productivas sobre suelos pobres, con una lenta respuesta a los tratamientos selvícolas como es el caso del *Pinus halepensis* en la Región de Murcia.

5. BIBLIOGRAFÍA

Breiman, L. 2001. Random forests. *Mach. learn.*, 5-32.

Conejo Muñoz, R., Morales Bueno, R., Pérez de la Cruz, J.L., Urbano Montero, J.A. 1992. Conjuntos difusos y reconocimiento de rasgos del terreno. *II Congreso Español sobre Tecnologías y Lógica Fuzzy*, Madrid.

Genuer, R., Poggi, J.-M., Tuleau-Malot, C. 2010. Variable selection using random forests. *Pattern. Recognition Letters*, 31(14), 2225-2236

Gonzalo, J. 2010. *Diagnosis Fitoclimática de la España Peninsular. Hacia un modelo de clasificación funcional de la vegetación y de los ecosistemas peninsulares españoles*. Serie técnica Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España.

Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J., Elith, J. 2015. Dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.0-12. <http://CRAN.R-project.org/package=dismo>

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978.

Mcgaughey, R. J., Carson, W.W. 2003. Fusing LIDAR data, photographs, and other data using 2D and 3D visualization techniques. In: *Proceedings of Terrain Data: Applications and Visualization—Making the Connection*, October 28–30, 2003. pp. 16–24.

Ninyerola, M., Pons, X., Roure, J.M. 2005. *Atlas Climático Digital de la Península ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. Univ. Autónoma de Barcelona. Bellaterra, 44 pp.

Worldclim URL: <http://www.worldclim.org/>

Comparación de la medida de la temperatura de la superficie terrestre en campo mediante radiómetros y pirgeómetros. Implicaciones para el calibrado de sensores en vuelo

Valor, E. ⁽¹⁾, Sánchez, J. M. ⁽²⁾, Nicolòs, R. ⁽¹⁾, Moya, R. ^(1,3), Barberá, M. J. ⁽¹⁾, Caselles, V. ⁽¹⁾, Coll, C. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Departament de Física de la Terra i Termodinàmica, Universitat de València, Dr Moliner 50, 46100 Burjassot. España.
{enric.valo, raquel.niclos, ruben.moya, M.Jesus.Barbera, vicente.caselle, cesar.coll}@uv.es

⁽²⁾ Depto. Física Aplicada e Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Castilla-La Mancha, 02071 Albacete. España.
juanmanuel.sanchez@uclm.es

⁽³⁾ Department of Electronic Warfare, Cranfield University. Shrivenham Swindon, SN6 8LA, United Kingdom.

Resumen: La temperatura de la superficie terrestre es una magnitud fundamental en muchos procesos de intercambio entre la superficie y la atmósfera. Su medida desde satélites artificiales provee un modo eficiente de obtener su variación en regiones amplias de la Tierra, siendo un aspecto esencial su validación usando medidas *in situ* para establecer su exactitud y precisión. En la actualidad se están usando fundamentalmente dos metodologías para ese fin: medidas realizadas con radiómetros de banda ancha que observan la superficie bajo un ángulo cenital definido y con un campo de visión limitado, y medidas efectuadas con pirgeómetros de radiación total que poseen un campo de visión prácticamente hemisférico. Aunque ambas medidas deben estar correlacionadas, no es evidente su equivalencia, y establecer sus diferencias es relevante cuando se trata de usarlas como referencia a los sensores térmicos aeroportados. Por ello, se ha comparado las medidas realizadas por ambos métodos en dos tipos de superficies distintas, una hierba homogénea y un viñedo, bajo condiciones atmosféricas diversas. Los resultados muestran una buena correspondencia en el primer caso, con diferencias de $+0,3 \pm 1,0$ K, mientras que en el segundo las discrepancias pueden ser significativas ($-1,7 \pm 1,1$ K) con lo que ello implica en la fiabilidad de los resultados de validación de sensores aeroportados.

Palabras clave: temperatura de la superficie terrestre, radiómetro, pirgeómetro, infrarrojo térmico.

Comparison of the land surface temperature measurement in the field through radiometers and pyrgeometers. Implications for the calibration of sensors in flight

Abstract: Land surface temperature (LST) is a key magnitude in many exchange processes between the surface and the atmosphere. LST measurement from satellites provides an efficient way to monitor its change across wide areas on Earth, an essential issue being LST validation using *in situ* measurements to assess its accuracy and precision. There are two main methodologies being used presently to this end: temperature measurements made by wide-band radiometers observing the land surface with a particular viewing angle and a limited field of view, and measurements provided by total radiation pyrgeometers with a nearly hemispheric field of view. Although both measurements must be correlated, it is not evident their equivalence; thus, it may be relevant to establish their differences when they are used as ground reference for the thermal infrared sensors. For this reason, both methodologies have been compared over two different surfaces (a homogeneous grass and a vineyard) under different atmospheric conditions. The results show good correspondence in the first case, with differences $+0.3 \pm 1.0$ K, while in the second one the discrepancies can be significant (-1.7 ± 1.1 K) affecting the reliability on the results of the validation of airborne sensors.

Keywords: land surface temperature, radiometer, pyrgeometer, thermal infrared.

1. INTRODUCCIÓN

La temperatura de la superficie terrestre es una magnitud clave para la comprensión de diversos fenómenos que tienen lugar en la biosfera, en particular los flujos de calor latente y sensible a nivel de superficie, y está íntimamente relacionada con las Variables Climáticas Esenciales (ECV) definidas por el Sistema Global de Observación del Clima (GCOS). Por ese motivo, un aspecto esencial de la medida de la temperatura desde satélites artificiales consiste en su validación mediante medidas realizadas en el campo que sean referencia, con el fin de establecer su fiabilidad y definir su margen de incertidumbre (Li *et al.*, 2013).

Un modo de llevar a cabo este proceso consiste en desplegar en un área térmicamente homogénea de dimensiones adecuadas a la resolución espacial del sensor en estudio un conjunto de radiómetros que realicen medidas de temperatura con las que obtener una media espacial y temporal comparable a la medida satelital. Estos radiómetros suelen trabajar en banda ancha (8-14 μm) y miden de forma direccional de modo semejante a como lo hacen los sensores aeroportados. Sin embargo, desde hace un tiempo diferentes equipos están usando pirgeómetros como alternativa a los radiómetros para este fin, los cuales miden en la mayor parte del espectro terrestre (3-100 μm) y de forma

hemisférica, por lo que no es evidente la equivalencia entre ambos tipos de medida. El ejemplo más extendido es el uso de la red SURFace RADIation budget observing network (SURFRAD) para validaciones (Augustine et al., 2000).

En el presente trabajo hemos comparado las medidas obtenidas simultáneamente por ambos sistemas en diferentes condiciones atmosféricas en dos tipos de superficie bien distintas: una superficie de hierba homogénea, y un viñedo durante las diferentes fases fenológicas del cultivo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para llevar a cabo el estudio planteado se ha utilizado medidas realizadas mediante radiómetros térmicos de banda ancha Apogee SI-121 y radiómetros netos Kipp&Zonen CNR4. Ambos instrumentos han medido simultáneamente de manera continua sobre dos tipos de superficie distintas, que se presentan a continuación.

2.1. Instrumentación

La comparación se ha realizado usando dos tipos de instrumentos bien diferentes. Uno de ellos es un radiómetro de banda ancha Apogee SI-121 (www.apogeeinstruments.co.uk/) que opera en el intervalo 8-14 μm y que presenta un campo de visión (FOV) de 36°, por tanto realiza medidas de radiancia (basadas en la ley de Planck) de tipo direccional y en una zona espectral relativamente reducida. Este radiómetro presenta una precisión de $\pm 0,2^\circ\text{C}$ en la medida de temperatura (Nicolòs et al., 2015, Theocharous et al., 2010).

El otro sensor es el pirgeómetro integrado en el radiómetro neto Kipp&Zonen CNR4 (<http://www.kippzonen.com>), el cual observa la superficie con un campo de visión prácticamente hemisférico (150°) y en un intervalo espectral mucho más amplio (4,5-42 μm). Por lo cual mide la irradiancia emitida por la superficie en consonancia con la ley de Stefan-Boltzmann. Su precisión es del orden del 10% de la irradiancia medida.

2.2. Tipos de superficie

Con el fin de comparar los resultados de ambos tipos de medidas y ver las posibles discrepancias, se han usado dos tipos de superficie netamente diferentes. Por un lado se realizaron medidas sobre un área cubierta homogéneamente por hierba (*Festuca arundinacea* Schreb., cv. "Asterix") bien irrigada situada en la finca experimental de Las Tiesas, Albacete, perteneciente al Instituto Técnico Agronómico Provincial (ITAP-FUNDESCAM). Las medidas se realizaron cada 15 minutos de manera continua entre el 30 de noviembre de 2015 y el 27 de octubre de 2016, cubriendo de ese modo condiciones ambientales muy diversas. El radiómetro neto Kipp&Zonen CNR4 se situó en un mástil a una altura de 1 m sobre la superficie, mientras que el radiómetro Apogee SI-121 la observaba desde 1,5 m con un ángulo cenital de 45° (ver Figura 1).

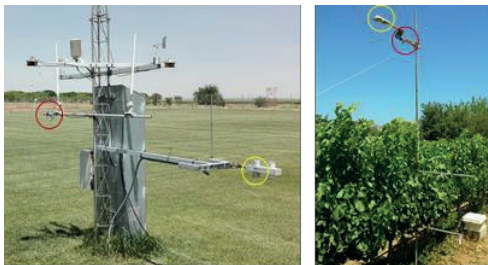


Figura 1. Montaje experimental de los radiómetros netos Kipp&Zonen CNR4 (marcados en amarillo) y Apogee SI-121 (marcados en rojo), sobre la festuca (izquierda) y la viña (derecha).

Por otra parte, se efectuaron medidas sobre un viñedo situado en el campus de la Universitat de les Illes Balears (UIB, Mallorca) cada 15 minutos entre el 21 de junio y el 17 de octubre de 2012, cubriendo de ese modo la evolución fenológica de este cultivo. En este caso, tanto el radiómetro neto Kipp&Zonen CNR4 como el Apogee SI-121 se situaron sobre un mástil a 4,5 m de la superficie, observando este último la superficie con una inclinación de 45° respecto a la vertical, con el fin de observar una composición del conjunto (suelo + vegetación) de forma comparable al pirgeómetro.

2.3. Medidas con Apogee SI-121

El radiómetro Apogee mide la radiancia emitida por la superficie observada en el intervalo 8-14 μm y bajo un ángulo cenital de observación θ , $L(T, \theta)$, que viene determinada por la siguiente ecuación:

$$L(T, \theta) = \varepsilon(\theta)L^\circ(T) + (1 - \varepsilon(\theta))L_{atm}^\downarrow \quad (1)$$

donde Tr es la lectura de temperatura proporcionada por el radiómetro, $L^\circ(T)$ es la radiancia emitida por un cuerpo negro a la temperatura de la superficie T definida por la ley de Planck, L_{atm}^\downarrow es la radiancia atmosférica descendente, y $\varepsilon(\theta)$ es la emisividad de la superficie. Esta última se ha estimado mediante un modelo geométrico sencillo dado por:

$$\varepsilon(\theta) = \varepsilon_v P_v(\theta) + \varepsilon_s (1 - P_v(\theta)) \quad (2)$$

donde ε_v es la emisividad de la vegetación (0,985), ε_s es la emisividad del suelo (0,960) y $P_v(\theta)$ es la fracción de cobertura vegetal. En el caso de la hierba se tomó $P_v=1$, y en el caso del viñedo se midió su evolución a lo largo del tiempo entre $P_v=0,2$ y $P_v=0,4$. Por otro lado, la radiancia atmosférica descendente se midió con un segundo radiómetro Apogee dirigido hacia el cielo con un ángulo cenital de 53°, utilizando la aproximación difusiva válida bajo condiciones de cielo homogéneo (totalmente descubierto o completamente nublado) (Rubio et al., 1997).

Con estas medidas, la inversión de la ecuación (1) permite obtener la radiancia de cuerpo negro de la superficie de la cual puede obtenerse fácilmente su temperatura corregida del efecto de la emisividad.

2.4. Medidas con Kipp&Zonen CNR4

El radiómetro neto Kipp&Zonen CNR4 consta de dos piranómetros y dos pirgeómetros que miden la irradiancia hemisférica solar y terrestre, respectivamente, ascendentes y descendentes. En este trabajo se han usado las medidas de los dos pirgeómetros. El situado en observación de la superficie mide la irradiancia ($M(T_s)$) emitida con un FOV de 150° dada por:

$$M(T_s) = \epsilon M^{\circ}(T) + (1 - \epsilon) M_{\text{atm}} \quad (3)$$

donde $M^{\circ}(T)$ es la irradiancia hemisférica total emitida por un cuerpo negro a la temperatura T dada por la ley de Stefan-Boltzmann, M_{atm} es la irradiancia hemisférica descendente (medida por el pirgeómetro que observa el cielo, en este caso con un FOV de 180°), y ϵ es la emisividad hemisférica (que puede obtenerse a partir de la proporción de vegetación con una relación similar a la Ecuación (2)).

La inversión de la ecuación (3) a partir de las medidas de los dos pirgeómetros permite obtener la temperatura de la superficie.

3. RESULTADOS

Las series de medidas realizadas fueron depuradas previamente eliminando los casos en que hubiese nubosidad. Para ello se analizó las medidas realizadas por los piranómetros por el día y se eliminaron aquellos días en los que la curva de irradiancia se separara del comportamiento previsto para un día claro sin nubes. En el caso de los datos nocturnos, se eliminaron aquellos casos en los que la temperatura medida en el caso de la radiancia descendente superase un cierto umbral. Con las series resultantes se realizó una comparación de las medidas de temperatura obtenidas con ambos métodos.

3.1. Comparación sobre hierba

La Figura 2 muestra la comparación de las medidas realizadas con ambas metodologías para el caso de la zona de hierba homogénea bien irrigada, separando las medidas de día y noche. Se observa una correspondencia razonablemente buena en ambos casos (con coeficientes de determinación de 0,988), siendo sensiblemente mejor en los datos nocturnos a causa de una mayor homogeneidad térmica de la superficie. En concreto,

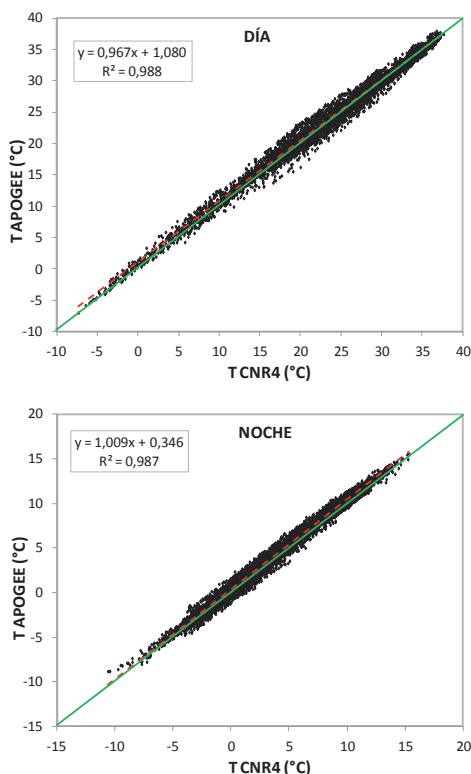


Figura 2. Comparación de las medidas realizadas con un radiómetro Apogee SI-121 y un radiómetro neto Kipp&Zonen CNR4 sobre una superficie homogénea de hierba bien irrigada, diferenciando entre día y noche.

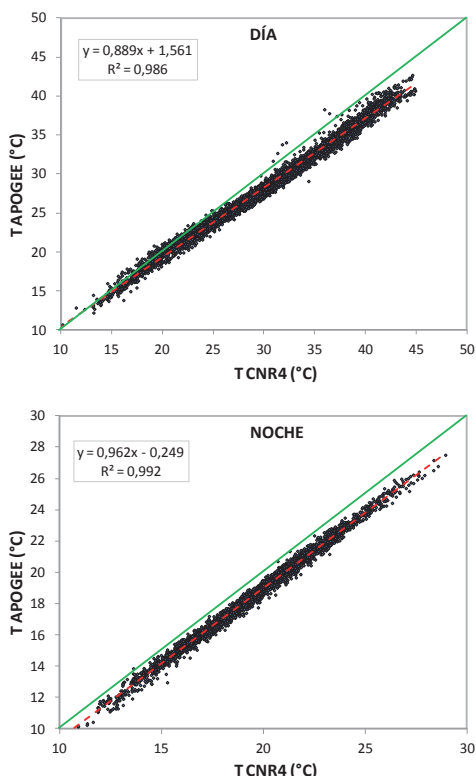


Figura 3. Comparación de las medidas realizadas con un radiómetro Apogee SI-121 y un radiómetro neto Kipp&Zonen CNR4 sobre una superficie heterogénea de viñedo, diferenciando entre día y noche.

la pendiente es muy cercana a la unidad en los datos nocturnos (1,009 frente a 0,967 en los diurnos).

Tabla 1. Estadísticos básicos de la comparación entre las temperaturas medidas con un radiómetro Apogee SI-121 y un radiómetro neto Kipp&Zonen CNR4 sobre un viñedo ($T_{APOGEE} - T_{CNR4}$).

	Bias (°C)	MAE (°C)	Desviación estándar (°C)	Coefficiente determinación
Hierba				
DÍA	0,3	0,8	1,0	0,988
NOCHE	0,4	0,5	0,6	0,987
Viñedo				
DÍA	-1,7	1,8	1,1	0,978
NOCHE	-1,0	0,3	1,0	0,992

La tabla 1 muestra los estadísticos básicos de las diferencias de temperatura observadas entre ambos métodos ($T_{APOGEE} - T_{CNR4}$). El *bias* es muy similar en ambos casos (+0,4°C), siendo el error absoluto medio (MAE) sensiblemente mayor en los datos diurnos (0,8°C frente a 0,5°C), al igual que las desviaciones estándar obtenidas (±1°C frente a ±0,6°C).

3.2. Comparación en viñedo

La Figura 3 muestra la comparación de las medidas realizadas para el caso de la zona de viñedo durante su evolución fenológica. En este caso se pueden observar mayores discrepancias entre ambos sistemas de medida, incluso para las medidas nocturnas donde la homogeneidad térmica es mayor. Si bien los coeficientes de determinación son buenos (0,978 para el día y 0,992 para la noche), las diferencias son mayores que en la comparación sobre hierba. Ahora la pendiente de las rectas de regresión se aleja de la unidad (0,884 y 0,962 para día y noche, respectivamente), con valores de *bias* mucho más elevados, del orden de +1°C para la noche y de +2°C para el día, con desviaciones estándar alrededor de ±1°C en ambos casos.

4. CONCLUSIÓN

En el presente trabajo se ha realizado una primera comparación de dos métodos de medida de la temperatura efectiva de la superficie en campo ampliamente usados en las experiencias de calibración de sensores térmicos en vuelo. Para ello se han seguido dos estrategias de medida: el uso de un radiómetro de banda ancha observando la superficie bajo un determinado ángulo de observación (medidas direccionales basadas en la ley de Planck), y la utilización de un radiómetro neto de 4 componentes que porta dos pirgeómetros de radiación térmica cuasi total que miden hemisféricamente (medidas en todo el espacio y todo el espectro térmico basadas en la ley de Stefan-Boltzmann). Ambos sistemas se han dispuesto simultáneamente sobre dos superficies bien distintas: una hierba homogénea y un viñedo.

Los resultados muestran que hay una gran correlación entre ambos tipos de medida, pero con discrepancias

que pueden llegar a ser significativas. Únicamente las medidas nocturnas en el caso de la superficie homogénea tienen un *bias* y desviación estándar pequeños, del orden de 0,5°C, similar al error mínimo de medida alcanzable. Sin embargo, en las medidas diurnas, especialmente en el caso de una superficie heterogénea, las diferencias pueden llegar a ser de entre -1 y -2°C, por encima de los errores de medida en campo y del orden de los errores que suelen observarse en el calibrado de sensores en vuelo, lo que puede afectar sensiblemente a los resultados en tales experiencias en función del tipo de metodología que se esté usando para obtener las medidas de referencia *in situ*. De entrada, desde un punto de vista físico las medidas realizadas con radiómetros son más comparables a las efectuadas desde plataformas aeroportadas, que las realizadas por los pirgeómetros. En el futuro cotejaremos ambos tipos de medidas con diferentes instrumentos en vuelo con el fin de establecer su comparabilidad.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, así como el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), a través de los proyectos CGL2015-64268-R (MINECO / FEDER, UE) y CGL2013-46862-C02-1/2-P. Los autores desean expresar su agradecimiento al ITAP-FUNDESCAM y al Dpto. de Física de la UIB, por el mantenimiento y recogida de datos de los sensores instalados en la festuca y la viña, respectivamente.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Augustine, J.A., DeLuisi, J.J., Long, C.N. 2000. SURFRAD— A national surface radiation budget network for atmospheric research. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 81, 2341–2357.
- Li, Z.L., Tang, B.H., Wu, H., Ren, H., Yan, G., Wan, Z., Trigo, I.F., Sobrino, J.A. 2013. Satellite-derived land surface temperature: Current status and perspectives. *Remote Sensing of Environment*, 131, 14-37.
- Niclòs, R., Valiente, J.A., Barberà, M.J., Coll, C. 2015. An autonomous system to take angular thermal-infrared measurements for validating satellite products. *Remote Sensing*, 7(11), 15269-15294.
- Rubio, E., Caselles, V., Badenas, C. 1997. Emissivity measurements of several soils and vegetation types in the 8–14 μm wave band: Analysis of two field methods. *Remote Sensing of Environment*, 59(3), 490-521.
- Theocharous, E., Usadi, E., Fox, N.P. 2010. *CEOS Comparison of IR Brightness Temperature Measurements in Support of Satellite Validation. Part I: Laboratory and Ocean Surface Temperature Comparison of Radiation Thermometers*. National Physical Laboratory. Teddington, UK.

Desarrollo de un nuevo producto de temperatura para la región del Amazonas

Gomis-Cebolla, J., Jiménez-Muñoz, J. C., Sobrino, J. A., Soria, G., Julien, Y., Skokovic, D.
Unidad de Cambio Global, Laboratorio Procesado Imágenes, Catedrático Agustín Escardino, n° 9,
46980-Paterna, España. jose.gomis@es

Resumen: Los bosques tropicales de la región del Amazonas incluyen aproximadamente el 50% de los bosques tropicales mundiales y albergan aproximadamente el 25% de la biodiversidad terrestre mundial. Además, juegan un papel crucial en el ciclo del agua y carbono a nivel global. Considerando la relevancia de este bioma y teniendo en cuenta la situación de calentamiento global, el seguimiento de cambios en estos bosques resulta de vital importancia. En este contexto, el uso de imágenes de satélite se presenta como la única alternativa viable para un seguimiento preciso a nivel temporal y espacial de esta región. En particular, recientes estudios han resaltado el papel que pueden jugar el seguimiento de las anomalías de temperatura haciendo uso de datos MODIS en la comprensión de estos cambios. En este trabajo, se propone un nuevo producto de temperatura especialmente diseñado para esta región derivado a partir de datos MODIS. Este ha sido validado utilizando medidas *in-situ* y comparado con los productos de temperatura MODIS actuales. Los resultados obtenidos demuestran la utilidad de este nuevo producto en la monitorización de los bosques tropicales.

Palabras clave: AMAZONIA, MODIS, LST.

Development of a new temperature product for the Amazonian region

Abstract: Amazonian tropical forests include approximately 50% of the total amount of tropical forests in the world and account for approximately 25% of the global terrestrial biodiversity. Moreover, they play a crucial role in the global water and carbon cycle. Taking into account the importance of this biome and the current global warming scenario the monitoring of the changes in these forests becomes of special importance. In this context, the use of satellite imagery is presented as the only viable means to observe the Amazon in a spatially comprehensive and temporally frequent fashion. Particularly, recent studies have highlighted the role that could play the monitoring of thermal anomalies making use of MODIS data in the comprehension of these changes. In this study, a new LST product especially designed for this region is presented. This has been validated using *in-situ* data and has been compared against the current MODIS LST products. Results obtained prove the utility of this new product in the monitoring of the Amazonian tropical forests.

Keywords: AMAZONIA, MODIS, LST.

1. INTRODUCCIÓN

En una situación de calentamiento global y origen antropogénico cobra importancia el seguimiento del comportamiento de los diferentes biomas. En particular, los bosques tropicales del Amazonas, destacan por su importancia a nivel biológico (Malhi, 2008) y el papel que juegan en el ciclo global de carbono (Malhi, 2008). Debido a la extensión de estos bosques, mediciones puntuales de parámetros meteorológicos/ambientales fallan en representar la variabilidad espacial de los diferentes procesos que ocurren. El uso de imágenes de satélite por tanto se presenta como una herramienta capaz de proporcionar información sobre la región de forma exhaustiva tanto a nivel espacial como temporal. En particular, productos derivados a partir del sensor MODIS que proporciona imágenes diarias con una resolución de 1km, se encuentran entre las herramientas más utilizadas para el seguimiento climático de estos bosques (Hilker *et al.*, 2015).

En este contexto, siendo la temperatura una variable clave en el funcionamiento fisiológico de las plantas, el análisis de anomalías térmicas derivadas a partir de series temporales de imágenes térmicas del satélite MODIS se presenta como una herramienta útil en la monitorización

de los cambios producidos en estos bosques (Jiménez-Muñoz *et al.*, 2013, Jiménez-Muñoz *et al.*, 2015). Adicionalmente, la relación entre la temperatura de la vegetación y otras variables tales como la productividad y pérdida de biomasa ha sido destacada por algunos estudios (Doughty y Goulden, 2008, Galbraith *et al.*, 2010).

En el presente trabajo se presenta el desarrollo de un algoritmo de temperatura de la superficie terrestre (LST) split-sindow adaptado para los bosques tropicales de la región del Amazonas haciendo uso de datos MODIS. Este ha sido validado haciendo uso de datos de temperatura *in-situ*. Adicionalmente, ha sido comparado con los resultados de los productos de temperatura MODIS actuales.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Región de estudio

La región de los bosques tropicales ha sido delimitada a partir de la intersección de los píxeles clasificados como “*Evergreen Broadleaf Forest-EBF*” en el producto MCD12Q1 (Strahler *et al.*, 1999) y un vector geográfico que delimita las regiones políticas del Amazonas

(Figura 1). Adicionalmente, se muestra también la ubicación del sitio experimental que proporciona las medidas de temperatura *in-situ*. Esta está localizada en la región de Tambopata, Amazonas peruano (12,818 S, 69,281 W). Se encuentra situada en una zona relativamente homogénea de denso bosque tropical. Dos sensores térmicos T_SI111 e IR_120 proporcionan medidas radiométricas de temperatura cada cinco minutos.

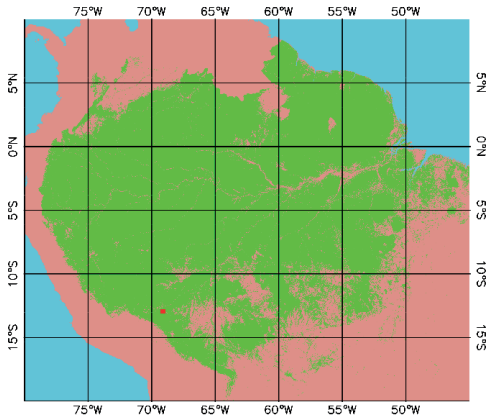


Figura 1. Delimitación de los bosques tropicales utilizado en el presente trabajo. En rojo, se ha indicado la ubicación del sitio experimental (12,818 S, 69,281 W).

2.2. Datos de satélite

En la Tabla 1 se muestran los productos MODIS utilizados para el desarrollo del producto de temperatura presentado y los productos de temperatura MODIS utilizados para su posterior comparación. Los diferentes productos presentes en la Tabla 1, fueron descargados de ladsweb.nascom.nasa.gov.

Tabla 1. Productos MODIS utilizados en el desarrollo del producto de temperatura. Adicionalmente, se recoge los productos MODIS de temperatura utilizados en la comparación posterior.

Producto MODIS	Layers	Versión	Finalidad
MODTBGA	Band 31, Band 32	6	Generación producto LST
MCD12Q1	Land Cover Type 1	5,1	Generación producto LST
MOD07_L2	Temperature_Profile Moisture_Profile Height_Profile	6	Generación producto LST
MOD11A1	LST_Day_1km QC_Day Day_view_time	6	Comparación producto

2.3. Algoritmo MODIS Split Window

El producto de temperatura MOD11A1 es obtenido mediante el algoritmo generalizado Split-Window (Wan y Dozier, 1996):

$$T_s = C + \left(A_1 + A_2 \frac{(1-\epsilon)}{\epsilon} + A_3 \frac{\epsilon}{\epsilon^2} \right) \frac{T_{31} + T_{32}}{2} + \left(B_1 + B_2 + B \frac{\epsilon}{\epsilon^2} \right) \frac{T_{31} - T_{32}}{2} \tag{1}$$

en donde T_s es la temperatura de la superficie, T_{31} y T_{32} son las temperaturas de brillo de las bandas 31 y 32, ϵ_{31} y ϵ_{32} son las emisividades de la superficie de las bandas 31 y 32, ϵ y $\Delta\epsilon$ es la emisividad media y diferencia de emisividades de estas dos bandas. Y finalmente, C , A_1 , A_2 , A_3 , B_1 , B_2 y B_3 son coeficientes derivados a partir de regresiones estadísticas.

2.4. Algoritmo SW

Para el presente trabajo se sugiere el siguiente algoritmo:

$$T_s = T_{31} + C_0 + (T_{31} - T_{32}) + c_2(T_{31} - T_{32})^2 \tag{2}$$

en donde T_{31} y T_{32} se tratan de las temperaturas de brillo de las bandas 31 y 32. El algoritmo propuesto deriva una simplificación de la estructura matemática de Sobrino *et al.*, 1996. Los coeficientes del algoritmo fueron derivados mediante la regresión estadística de una base de datos formada por temperaturas de brillo (T_{31} y T_{32}) simuladas sobre diferentes superficies y condiciones atmosféricas. Esta base de datos fue generada mediante el código de transferencia radiativa MODTRAN (Berk *et al.*, 1990). Las diferentes condiciones de la superficie fueron simuladas considerando tres espectros de vegetación diferentes (grass, coniferous and deciduous) de la librería espectral ASTER (Baldrige *et al.*, 2009). Respecto de las diferentes condiciones atmosféricas éstas fueron simuladas mediante el uso del producto de perfiles atmosférico MOD07 (Tabla 1). Las simulaciones en el MODTRAN fueron realizadas considerando el ángulo de visión del sensor y asumiendo como temperatura de la superficie la temperatura de la primera capa del perfil. Con el fin de representar adecuadamente las diferentes condiciones atmosféricas se seleccionaron los perfiles atmosféricos libres de nubes durante el periodo 2014-2016 de 1118 puntos espaciales de referencia dentro de la delimitación de los bosques tropicales previamente descrita. Teniendo en cuenta tanto los perfiles atmosféricos como los diferentes espectros de vegetación considerados la base de datos de temperatura simuladas consta de un total de 542000 puntos.

2.5. Validación de resultados y comparación de productos

Los valores radiométricos de temperatura han sido convertidos a LST mediante la corrección por emisividad e irradiancia atmosférica descendente. El período temporal de datos considerado es diciembre 2014 – octubre 2016. Los valores de LST *in situ* han sido comparados con los valores de LST proporcionados por el algoritmo SW y el producto MOD11A1V6. Esta

comparación ha sido realizada considerando dos casos respectivamente: i) filtrando los valores marcados como nubes en la *quality layer* del producto y ii) realizando un filtro adicional indicado también en la *quality layer*. En particular se filtraron los pixels identificados como LST *not produced due to clouds* + LST *produced unreliable quality* (QC=0).

3. RESULTADOS

En la Figura 2 se muestra T_s (temperatura de la superficie) frente a T_{alg} (temperatura derivada por los algoritmos considerados) para el caso de filtrado de las nubes según la *quality layer*. Y en la Figura 3 considerando el filtro adicional (QC = 0).

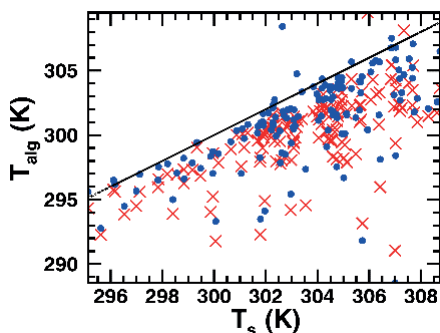


Figura 2. Valores de T_s (temperatura de la superficie) frente a T derivado a partir del algoritmo SW (puntos azules) y valores MOD11A1V6 (puntos rojos) filtrando las nubes según la QA layer. La línea 1:1 está también representada.

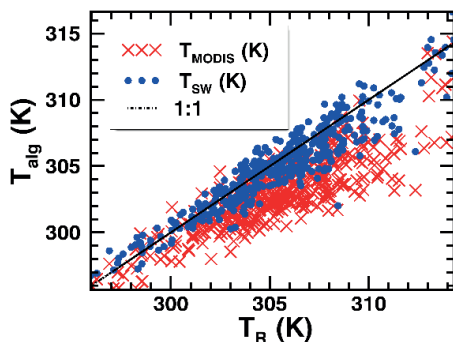


Figura 3. Valores de T_s (temperatura de la superficie) frente a T derivado a partir del algoritmo SW (puntos azules) y valores MOD11A1V6 (puntos rojos) realizando un filtrado adicional (QC = 0). La línea 1:1 está también representada.

En la Tabla 2 se recogen los estadísticos resultantes de la comparación $T_s - T_{alg}$ para los dos casos de estudio considerados.

Tabla 2. Estadísticos derivados de la comparación $T_s - T_{alg}$, *bias*, *desviación estándar*, *RMSE*, *coeficiente de determinación (R^2)* y *número de puntos (N)*.

Método	bias	stdev	rmse	R	N
MOD35_SW	2,35	2,76	3,63	0,42	142
MOD35_MOD	3,46	2,49	4,26	0,45	142
QC_SW	1,56	1,51	2,18	0,76	107
QC_MOD	2,85	1,58	3,26	0,72	107

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

Se comprueba cómo el algoritmo propuesto en el presente trabajo es capaz de mejorar los resultados proporcionados por el producto MOD11A1V6. Respecto del caso i) el MOD35_SW proporciona un RMSE 0,6 menor que el MOD35_MOD. Éste resulta principalmente de una reducción de 1,1 K en el *bias*. Respecto del caso ii) el QC_SW proporciona un RMSE con un valor de aproximadamente 1,1 K menor que el QC_MOD. En este caso, también resulta principalmente de una reducción en el *bias*, con un valor de 1,3 K. Respecto de las Figuras 2 y 3 se observa cómo en el segundo caso los valores se distribuyen más cercanos a la línea 1:1. Adicionalmente, se observa cómo el valor del coeficiente de determinación ha aumentado con respecto al MOD35. También se obtiene un valor de desviación estándar menor. Esto es debido a una reducción en la posible contaminación por nubes en los valores de temperatura debido al filtrado adicional. En conclusión, la validación con datos *in-situ* ha demostrado que el algoritmo SW presentado proporciona valores de RMSE menores, 0,6 K y 1,1 K para los dos casos considerados, que el producto MOD11A1 versión 6. Esto demuestra la utilidad del algoritmo propuesto para la monitorización térmica de los bosques tropicales.

5. AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido financiado por el Ministerio de Educación, Cultura y Deporte (FPU14/06502) y el Ministerio de Ciencia e Innovación (CEOS-Spain2, ESP2014-52955-R).

6. BIBLIOGRAFÍA

Baldrige, A.M *et al.* 2009. The ASTER spectral library version 2.0. *Remote Sensing of Environment*, 113, 711-715.

Berk, A., *et al.* 1999. *MODTRAN4 User's Manual*. Hanscom, AFB, MA: Air

Doughty, C., *et al.* 2008. Are tropical forests near a high temperature threshold?. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 113.

Galbraith, D., *et al.* 2010. Multiple mechanisms of Amazonian forest biomass losses in three dynamic global vegetation models under climate change. *New Phytologist*, 187, 647-665.

Hilker, T., *et al.* 2015. On the measurability of change in Amazon vegetation from MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 166, 233-242.

- Jiménez-Muñoz, J., et al. 2013. Spatial and temporal patterns of the recent warming of the Amazon forest. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118, 5204-5215.
- Jiménez-Muñoz, J. et al. 2015. A database for the monitoring of thermal anomalies over the Amazon forest and adjacent intertropical oceans. *Scientific Data*, 2, 150024.
- Malhi, Y. et al. 2008. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science*, 319, 169-172.
- Strahler, A. et al., MODIS Land Cover Product, Algorithm Theoretical Basis Document Version 5.0. (Boston University, 1999).

Imágenes Radar de alta resolución para la caracterización de la cobertura nival en la Isla Decepción (Antártida Marítima)

Jiménez, J. J. ^(1,2), Mora, C. ⁽²⁾, Ramos, M. ^(1,2), Vieira, G. ⁽²⁾, Fernández, S. ⁽³⁾, de Pablo, M. A. ⁽⁴⁾, Recondo, C. ⁽⁵⁾

⁽¹⁾ Departamento de Física y Matemáticas. Universidad de Alcalá, Madrid. Campus Científico-Tecnológico.

Ctra. A-II Km 33.6, 28871 Alcalá de Henares, Madrid, España. jjavierjimenez2@gmail.com

⁽²⁾ CEG/IGOT-Universidad de Lisboa, Rua Branca Edmée Marques, Cidade Universitária, 1600-276 Lisboa, Portugal.
carlamora@campus.ul.pt, vieira@campus.ul.pt

⁽³⁾ Departamento de Geología. Universidad de Oviedo. Campus de Oviedo (Llamaquique). C\ Jesús Arias de Velasco
s/n, 33005 Oviedo, Asturias, España. fernandezmsusana@uniovi.es

⁽⁴⁾ Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente. Universidad de Alcalá. Campus Científico-Tecnológico.
Ctra. A-II Km 33.6, 28871 Alcalá de Henares, Madrid, España. miguelangel.depablo@uah.es

⁽⁵⁾ Grupo Remote Sensing Applications (RSApps). Área de Ingeniería Cartográfica, Geodésica y Fotogrametría.

Departamento de Explotación y Prospección de Minas. Universidad de Oviedo. Campus de Mieres. C\ Gonzalo
Gutiérrez Quirós, s/n, 33600 Mieres, Asturias, España. mdrecondo@uniovi.es

Resumen: Los estudios de caracterización de la cobertura nival con sensores activos de microondas en banda C en ambientes de alta nubosidad, como es el caso de las islas Shetland del Sur (Antártida Marítima), muestran una capacidad de detección ajustada a escala regional (Mora *et al.*, 2013) y también limitaciones para la detección de nieve seca y para su aplicación a escala local. La banda X, como es el caso del sensor TerraSAR X (modo *Spotlight*) ofrece mejor resolución espacial para detectar la cobertura de nieve estacional, pero se precisan medidas de verdad-terreno (espesor de nieve, densidad, tamaño del grano de nieve y SWE, además de temperatura del aire y del suelo) en las mismas fechas que las adquisiciones de sensores remotos (Mora *et al.*, 2017), siendo de gran ayuda para la clasificación de las superficies innivadas disponer de registros fotográficos diarios de la evolución del manto nival. El modo *Staring Spotlight* permite disponer de imágenes de aún mayor resolución espacial (0,671 m azimut × 0,455 m range), que analizadas en estudios multitemporales, en el marco del Proyecto *PermaSnow* (de Pablo *et al.*, 2016), esperamos nos permitan identificar superficies con nieve húmeda, nieve seca (con posibles limitaciones) y suelo desnudo. Durante las Campañas Antárticas 2016-2019, además de la instalación de nuevos elementos de medida de la capa nival en el sitio de pruebas CALM “Crater Lake”, se ha comenzado a realizar nuevas medidas de verdad-terreno mediante catas en la nieve, para cruzar esta información con la medida del *backscattering* superficial en la zona. El objetivo es disponer de nuevas fuentes de datos que permitan realizar mapas de innivación a nivel regional e incluso a escala local. En este trabajo se muestran los resultados preliminares obtenidos y el estado de evolución de los estudios en marcha.

Palabras clave: *Backscattering*, nieve, Antártida, imágenes radar.

High resolution Radar imaging for snow cover characterization in Deception Island (Maritime Antarctica)

Abstract: *Studies on the characterization of snow cover with active C-band microwave sensors in high cloud environments, such as the South Shetland Islands (Antarctica Maritime), show a regional-adjusted detection capacity (Mora et al., 2013) and also limitations for the detection of dry snow and for its application to local scale. The X-band, such as the TerraSAR X sensor (Spotlight mode), offers better spatial resolution to detect seasonal snow cover, but true terrain measurements are required (snow thickness, density, snow grain size and SWE, in addition to air and soil temperature) on the same dates as the acquisition of remote sensors (Mora et al., 2017), and there is a great deal for the classification stage to have daily photographic records of the evolution of the snow mantle. The Staring Spotlight mode allows images with even higher spatial resolution (0.671 m azimuth × 0.455 m range), which analyzed in multitemporal studies, within the framework of the PermaSnow Project (de Pablo et al., 2016), expecting to allow us to identify surfaces with wet snow, dry snow (with foreseeable limitations) and bare ground. During Antarctic Campaigns 2016-2019, in addition to the installation of new elements of measurement of the snow cover at the CALM “Crater Lake” test site, we are collecting new measures of ground-truthing by snow-pits, to cross-correlate this information with the measurement of the superficial backscattering in the zone. The objective is to have new sources of data that facilitate us to map innivation at the regional level and even at the local level. This work shows the preliminary results obtained and the evolution status of the ongoing studies.*

Keywords: *Backscattering, snow, Antarctica, radar imagery.*

1. INTRODUCCIÓN

La detección remota de la cobertura nival ha sido abordada en numerosos estudios desde hace ya más de dos décadas. Las limitaciones que presenta el dominio óptico en zonas de elevada nubosidad y largos periodos de ausencia de radiación solar, como es el caso de la Antártida, se soslayan cuando se trabaja con sensores activos de microondas (Rees and Steel, 2001; Magagi y Bernier, 2003; Falk et al., 2016), que son capaces de penetrar la capa nubosa y pueden actuar en ciclo diurno o nocturno, dado que solo dependen de la energía que ellos mismos emiten y reciben.

Los primeros desarrollos en banda L y banda C (Mora et al., 2013), que mostraron resultados prometedores en la detección de superficies innivadas a nivel regional, están dando paso a los análisis de alta resolución espacial que permiten algunos sensores en banda X, como es el caso de las plataformas TerraSAR X y TanDEM X del consorcio formado por DLR (*Deutsches Zentrum für Luft-und Raumfahrt*) y Airbus, que en su modo de explotación *Staring SpotLight* permiten obtener resoluciones cercanas a 1 m de tamaño de pixel, lo que facilita en gran medida la comparación de los resultados del *backscattering* superficial con los datos de verdad-terreno que se obtienen localmente, tanto en las Campañas Antárticas que anualmente se desarrollan en el verano austral, como con los datos observacionales que aportan los sensores allí implantados que recogen información durante todo el año.

Las ubicaciones experimentales que albergan estos equipos funcionan bajo el protocolo internacional CALM (*Circumpolar Active Layer Monitoring*), lo que permite establecer patrones comparativos a la hora de valorar los resultados obtenidos.

El estudio que se presenta se está realizando en el sitio experimental CALM “Crater Lake”, ubicado en la Isla Decepción (Figuras 1 y 2), perteneciente al archipiélago de las Islas Shetland del Sur (Antártida).

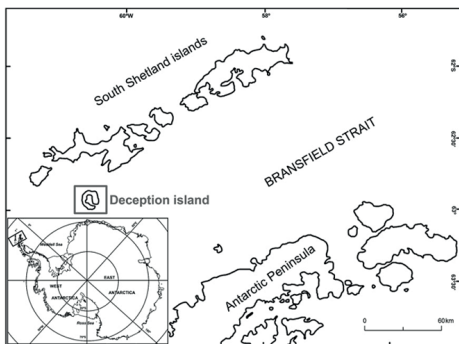


Figura 1. Ubicación de la Isla Decepción, Antártida Marítima.

La nieve desempeña un papel importante en el control del régimen térmico del suelo, influyendo de esta forma en la capa activa del permafrost subyacente, cuya distribución

es un indicador recogido en el *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC).

La cobertura nival con su efecto de aislamiento térmico determina en gran medida la capacidad termodinámica del suelo en pérdida de energía durante el invierno austral o de aislamiento al flujo térmico durante el verano, lo que puede implicar a término agradación del permafrost o en caso contrario, su degradación y la liberación asociada de gases de efecto invernadero, con la bien conocida problemática que ello implica.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La parcela CALM está constituida por un recinto cuadrado de 100 m de lado que está subdividido en cuadrículas de 10×10 m, con sensores de temperatura ubicados a nivel superficial y a diferentes profundidades en sondeos realizados al efecto, sensores de medida de la temperatura del aire y termónivómetros para la medida del espesor nival. Las medidas se realizan cada 4 horas y se almacenan localmente.

Adicionalmente existen cámaras fotográficas que realizan 3 tomas en las horas centrales del día para poder valorar el estado de la cobertura nival en la parcela (Figura 2).

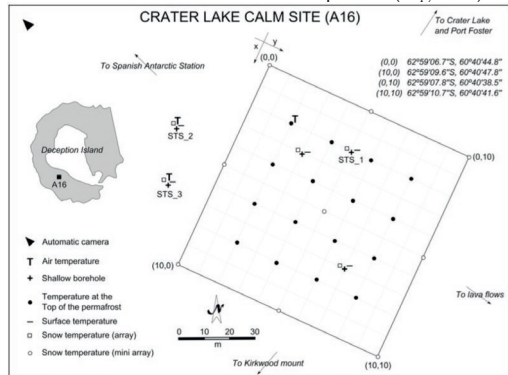


Figura 2. Ubicación y dotación de instrumental en la parcela CALM “Crater Lake” de la Isla Decepción.

Con los recursos proporcionados por el Proyecto PermaSnow, se han adquirido 26 imágenes TerraSAR X (20 en polarización HH y 6 en polarización VV), desde el día 6/11/2016 al día 30/03/2017, con una periodicidad media de 11 días, en dos órbitas diferentes:

- órbita 13, ángulo de incidencia: 37,6°, sentido ascendente.
- órbita 19, ángulo de incidencia: 21,4°, sentido descendente.

Adicionalmente, en fechas coincidentes con la adquisición de imágenes se realizaron 6 snow-pits en las cercanías del sitio CALM “Crater Lake”, para caracterizar los parámetros físicos de la nieve siguiendo un perfil altitudinal progresivo.

Para el procesado de las imágenes TerraSAR X se ha utilizado la herramienta ESA-SNAP, siguiéndose el flujo de tratamiento reflejado en la figura 3. En la fase de corrección geométrica de las imágenes se ha empleado

un DEM de 10 m, para las extracciones de *backscattering* zonales, y de 1 m obtenido con medidas DGPS para la aplicación en detalle sobre la cuadrícula CALM. Con el fin de conseguir una mejor aproximación textural en una fase posterior se utilizará un DEM centimétrico obtenido mediante vuelos con un UAV durante la última Campaña Antártica 2016/2017.

El filtro de *speckle* aplicado es Lee con ventana 9×9 y la corrección geométrica se realiza con remuestreo de imagen mediante interpolación bicúbica, lo que genera una imagen con un tamaño de pixel de 0,75 m en *ground range*: (0,67 m *azimuth*×0,75 m *range*).

El estudio, en esta fase, se ha realizado con imágenes en polarización HH, si bien se extenderá también a polarización VV y a diferentes ángulos de incidencia para caracterizar la respuesta electromagnética de la nieve bajo esos parámetros.

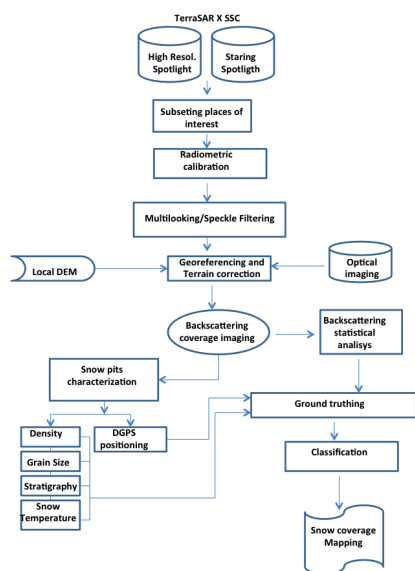


Figura 3. Diagrama de flujo del proceso de imágenes TerraSAR X.

3. RESULTADOS

3.1. Backscattering superficial

Se ha realizado la extracción de la respuesta de *backscattering* superficial (dB) en la zona de estudio: inmediaciones de la Base Española Antártica Gabriel de Castilla sobre un área aproximada de 15 km², con especial foco en la parcela CALM “Crater Lake”.

La respuesta electromagnética de las superficies cubiertas está fuertemente condicionada por la topografía, las texturas superficiales del terreno y en el caso del manto nival por el grado de humedad de la nieve y las características físicas de la misma (tamaño de grano, densidad, presencia de hielo intersticial y cohesión, entre

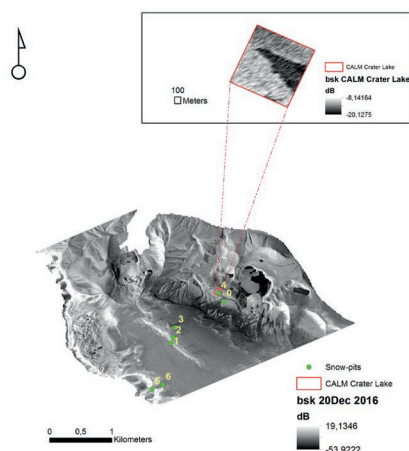
otros), modulando la respuesta de *backscattering* que se obtiene.

Las fechas de adquisición, coincidiendo con la Campaña anual Antártica, han sido escogidas para la valoración del proceso de fusión nival que se produce durante el verano antártico, lo que determina la desaparición completa del manto durante semanas y la exposición del suelo a la radiación solar directa, produciéndose un efecto inducido sobre el intercambio termodinámico entre suelo y aire (Ramos y Vieira, 2009) que afecta a la capa activa del permafrost.

La detección de la nieve por el sensor de microondas se produce por el diferencial en la constante dieléctrica, más elevada para la nieve húmeda que para el terreno circundante (Figura 4), lo que se traduce en una disminución sensible de la señal de retrodispersión.

Para cualificar el *backscattering* superficial en función de la tipología nival existente se realizaron 6 catas (*snow-pits*) el 20/12/2016 en la zona de estudio, siguiendo un gradiente altitudinal.

Está pendiente la introducción de estos resultados en un modelo de respuesta geofísica (GMF) para correlacionar el estado textural de la nieve con la respuesta electromagnética obtenida.



Backscattering superficial (dB) 20 Diciembre 2016

Figura 4. Extracción del *backscattering* superficial en el área de estudio y ubicación de los *snow-pits* realizados el 20/12/2016, polarización HH, ángulo de incidencia 37,6°, órbita ascendente, 23:33 UTC.

3.2. Delimitación de la cobertura nival

El día 31 de Diciembre de 2016, coincidiendo con la adquisición de la imagen TerraSAR X órbita 13, ascendente, con ángulo de incidencia 37,6°, se realizó un levantamiento de la cobertura nival en la zona de estudio (Figura 5), recogiendo la extensión de nieve con espesor superior a 2 cm.

El registro de temperatura obtenido por los sensores superficiales de la parcela CALM en la zona innivada muestra la estabilización térmica que se produce y permite confirmar que en la misma se mantiene dentro de un margen compatible con la presencia de nieve (Figura 6).

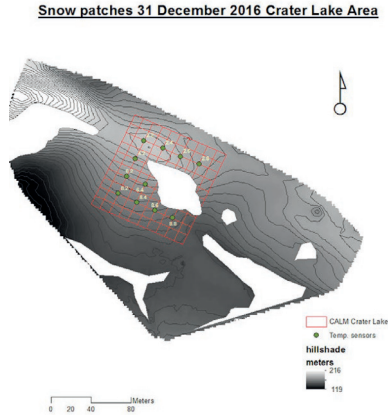


Figura 5. Mapa de cobertura nival del 31 de Diciembre de 2016 mediante datos observacionales, incluyendo ubicación de los sensores de temperatura superficial de la parcela CALM.

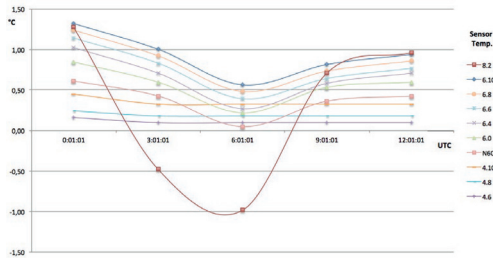


Figura 6. Datos de temperatura del día 31 Diciembre de 2016 en los sensores de temperatura superficial (2 cm) de la parcela CALM cubiertos por la capa nival (sensor 8.2 tomado como control).

El mapa de cobertura nival y el *backscattering* superficial detectado por el sensor se incluye en la figura 7. Se observa que espesores de nieve inferiores a 9 cm de nieve húmeda (como corresponde a la fecha de toma de datos en campo) no son detectables por el sensor TerraSAR X, quedando el margen de detección de nieve en fase de fusión en el rango de -21 a -13 dB. Están en fase de análisis los resultados de la evolución del *backscattering* superficial y de las coberturas correspondientes en el periodo de Noviembre de 2016 a Marzo de 2017 (en la Figura 8 se incluye una muestra de los mismos), conociéndose por estudios anteriores (Mora et al., 2017) que los registros del *backscattering* superficial del suelo desnudo y de la nieve seca muestran una zona de solapamiento con los de la nieve húmeda,

lo que determina la necesidad de utilizar software con orientación a objetos para delimitar las diferentes texturas presentes y poder obtener así mapas de cobertura fiables.

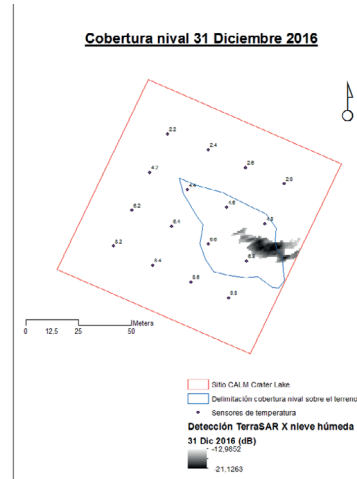


Figura 7. Mapa de cobertura nival y *backscattering* asociado del 31 Diciembre de 2016 mediante teledetección por microondas banda X, polarización HH, ángulo de incidencia 37,6°, órbita ascendente, 23:33 UTC.

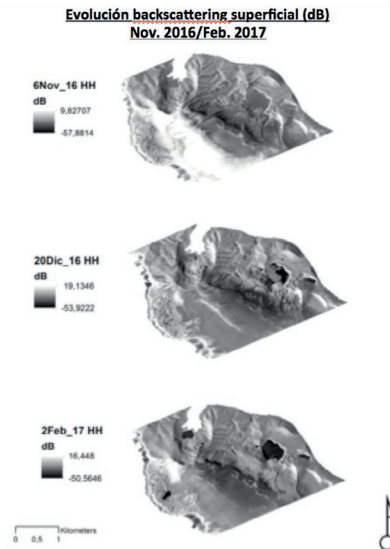


Figura 8. Muestra de la evolución del *backscattering* superficial del 6 de Noviembre de 2016 al 2 de Febrero de 2017, polarización HH, ángulo de incidencia 37,6°, órbita ascendente, en el área de estudio de la Isla Decepción.

4. DISCUSIÓN

La detección de la cobertura nival mediante imágenes Radar en banda X se realiza de forma precisa cuando

la nieve se encuentra en estado de fusión (densidades superiores a 550 kg/m³) y su espesor efectivo es superior a 10 cm.

Cuando la nieve es seca o su densidad es inferior a 450 kg/m³ se puede producir un solapamiento del *backscattering* superficial con el que corresponde a superficies sin nieve pero con características texturales particularmente similares (grado de humedad, tamaño de los clastos, orientación topográfica, entre otros); para paliar este efecto, a nivel regional, cuando se dispone de imágenes del dominio óptico para contrastar la extensión ocupada por el manto nival se puede generar una validación cruzada del registro de *backscattering* (dB) correspondiente a la nieve en sus diferentes estados metamórficos con la presencia de la misma en las imágenes ópticas, vía análisis visual, si bien la presencia casi continua de nubosidad en estas zonas geográficas y los periodos de muy baja irradiación solar dificultan en gran medida esta posibilidad. Esta fase del Proyecto *PermaSnow* aún no ha sido abordada.

En estudios a nivel local, la utilización de sensores de microondas en banda X, que poseen una baja capacidad de penetración en la capa nival, permite la delimitación de espesores nivales que no sean someros o de corta permanencia en el suelo (en una región donde es muy frecuente este tipo de precipitación), de forma que se puede registrar la “firma” de *backscattering* en dichas superficies y aplicarla a la clasificación de superficies innivadas, para ello y coincidiendo con la recopilación de datos observacionales durante las Campañas Antárticas anuales, se delimitan zonas de control que se toman como referencias de verdad-terreno. En la fase de estudio en la que nos encontramos se ha podido avanzar en la caracterización de la presencia nival y su extensión, sobre todo en la fase de fusión, dada la diferencial respuesta de *backscattering* que se genera, sin embargo se precisa una caracterización textural con software de análisis orientado a objetos para obtener clasificaciones robustas. Con ese mismo objetivo estamos evaluando el análisis de coherencia de la señal Radar en distintos momentos temporales y con diferentes polarizaciones de la señal emitida y recibida, así como composiciones multi-temporales para detectar transiciones en el metamorfismo de la nieve.

5. CONCLUSIONES

La detección de la cobertura nival mediante técnicas de microondas activas puede ofrecer información relevante sobre su extensión y sus características físicas, sobre todo cuando la nieve contiene un elevado grado de humedad y los espesores son significativos. Los resultados obtenidos así lo indican, pero han de considerarse claramente preliminares, dado que nos encontramos en una fase muy temprana de desarrollo del Proyecto *PermaSnow*, una vez finalizada la Campaña Antártica 2016/2017 (Noviembre 2016/Marzo 2017), y los datos están en fase de integración.

Este trabajo está siendo apoyado por fondos del Proyecto CTM2014-52021-R del Ministerio de

Economía del Gobierno de España en un acuerdo entre la Universidad de Alcalá, el Instituto Español de Geología y Minería y el Comité Polar Español: Proyecto *PermaSnow*, y del Proyecto PERMANTAR-3 (PTDC / AAG- GLO / 3908/2012) de la Fundación para la Ciencia y la Tecnología (FCT) de Portugal y el Programa Polar Portugués PROPOLAR, así como por el acuerdo de colaboración con la Institución DLR que ha proporcionado las imágenes del sensor TerraSAR X.

6. BIBLIOGRAFÍA

- De Pablo, M.A., Ramos, M., Molina, A., Vieira, G., Hidalgo M.A., Prieto, M., Jiménez, J.J., Fernández, S., Recondo, C., Calleja J.F., Peón J.J. and Mora, C. 2016. Frozen ground and snow cover monitoring in the South Shetland Islands, Antarctica: instrumentation, effects on ground thermal behaviour and future research. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 42 (2), 2016, p. 475-495. doi: 10.18172/cig.2917.
- Falk, U., Gieseke, H., Kotzur, F., and Braun, M. 2016. Monitoring snow and ice surfaces on King George Island, Antarctic Peninsula, with high-resolution TerraSAR-X time series. *Antarctic Science*, 28, 2, 135-149, doi: 10.1017/S0954102015000577, 2016.
- Magagi, R., Bernier, M, 2003. Optimal conditions for wet snow detection using RADARSAT SAR data. *Remote Sensing of Environment* 84, 221-233, 2003..
- Mora, C., Viera G. and Ramos, M. (2013). Evaluation of Envisat ASAR IMP imagery for snow mapping at varying spatial resolution (Deception Island, South Shetlands-Antarctica). *Antarctic Glacial and Periglacial Processes*, Mike Hambrey (ed). The Geological Society Publications, London. doi:10.1144/SP381.19.
- Mora, C., Jiménez, J.J., Pina, P., Catalao, J., Vieira, G. 2017. Evaluation of single-band snow-patch mapping using high-resolution microwave remote sensing: an application in the maritime Antarctic. *The Cryosphere*, 11, 139-155, 2017. www.the-cryosphere.net/11/139/2017/ doi:10.5194/tc-11-139-2017.
- Ramos, M., Vieira G. 2009. Evaluation of the ground surface enthalpy balance from bedrock temperatures (Livingston Island, Maritime Antarctic). *The Cryosphere*, 3, 133-145, 2009. www.the-cryosphere.net/3/133/2009/ doi:10.5194/tc-3-133-2009.
- Rees, W. S., Steel, M. 2001. Radar backscatter coefficients and snow detectability for upland terrain in Scotland. *International Journal of Remote Sensing*, 22, 15, 3015-3026, 2001.

Adquisición de datos verdad-terreno para evaluar la temperatura de la superficie terrestre obtenida desde satélite: el producto S-NPP VIIRS

Niclos, R. ⁽¹⁾, Pérez-Planells, L. ⁽¹⁾, Valiente, J. A. ⁽²⁾, Coll, C. ⁽¹⁾, Barberá, M. J. ⁽¹⁾, Caselles, V. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Departament de Física de la Terra i Termodinàmica, Universitat de València, Dr Moliner 50, 46100 Burjassot, Valencia, España. {raquel.niclos, lluis.perez, cesar.coll, m.jesus.barbera, vicente.caselles}@uv.es

⁽²⁾ Instituto Universitario Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo – CEAM-UMH, Charles Darwin 14, 46980 Paterna, Valencia, España. josean@ceam.es

Resumen: Este trabajo presenta una validación del producto de temperatura de la superficie terrestre (LST) proporcionado por el *Suomi National Polar-Orbiting Partnership (S-NPP) Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS)*, tomando como referencia datos de campo adquiridos en una zona de arrozales. Los datos LST verdad-terreno se midieron principalmente con un sistema de medida autónomo dispuesto en una estación permanente situada en una zona de arrozales plana y homogénea de ~100 km² cercana a la ciudad de Valencia. La zona experimental cuenta con tres tipos de coberturas estacionales diferentes, que además son espacialmente homogéneas, lo que hace que la zona experimental resulte interesante. Además, el sistema gira automáticamente escaneando los hemisferios terrestre y celeste mediante pasos angulares, obteniendo temperaturas terrestres y celestes con un solo radiómetro térmico. Los datos adquiridos se procesaron para obtener la LST y se compararon con las LSTs proporcionadas con el producto S-NPP VIIRS. Este producto se genera mediante un algoritmo split-window a partir de las temperaturas de brillo en los canales centrados en 10,8 μm y 12,0 μm. Los coeficientes del algoritmo son diferentes para día y noche, y se obtuvieron para 17 coberturas IGBP diferentes. Los resultados de esta validación muestran que las LSTs de VIIRS disponen de una incertidumbre cercana a la esperada (1,5 K) en dicha zona, pero se obtienen diferentes desviaciones sistemáticas para día y noche, así como para las diferentes superficies estudiadas. El sistema autónomo y angular utilizado proporciona datos de referencia continuos que permitirán extender la validación de productos LST de satélite con el tiempo.

Palabras clave: temperatura de la superficie terrestre, datos verdad-terreno, VIIRS, validación.

Taking ground-truth data to assess the accuracy of satellite land surface temperature retrieval: the S-NPP VIIRS product

Abstract: *This contribution shows validation results of the land surface temperature (LST) product obtained from the Suomi National Polar-Orbiting Partnership (S-NPP) Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) data when using ground measurements acquired over a rice paddy as reference data. Ground-truth LST data were registered mainly by an autonomous system deployed on a permanent station at a ~100 km² flat and homogeneous area of rice crop fields near the Valencia city. The rice site has three seasonal land covers with time (bare soils, full vegetation cover and water), and spatially homogeneous, which makes it interesting since different surfaces can be studied by the system with time. The system can rotate automatically to scan land and sky hemispheres at angular steps to attain land and sky temperatures by means of a single thermal-infrared radiometer. The measured TIR data were processed to obtain ground-truth LST and compared with the operational LST product of the S-NPP VIIRS. This product is generated using a split-window algorithm, which uses brightness temperatures measured in channels centred on 10.8 μm and 12.0 μm, respectively. The algorithm coefficients are different for daytime and nighttime overpasses, and were derived 17 different IGBP surface types. The validation results showed that the VIIRS LST data work with uncertainty close to the expected (1.5 K) at the rice paddy site, but different systematic uncertainties were obtained for daytime and nighttime overpasses and for the different land covers studied with time. The proposed autonomous and angular system provides continuous reference data to extend the validation of satellite LST products with time.*

Keywords: *land surface temperature, ground-truth data, VIIRS, validation.*

1. INTRODUCCIÓN

La evaluación de productos de temperatura de la superficie terrestre (LST) obtenidos a partir de imágenes de satélite habitualmente se lleva a cabo mediante campañas específicas en las que se adquieren datos verdad-terreno a lo largo de transectos en zonas homogéneas y extensas. Sin embargo, en los últimos años nos hemos propuesto combinar estas campañas con el registro continuado de datos mediante un sistema pensado para

estaciones permanentes instaladas en campo. Además, la adquisición de datos LST es esencial para entender las interacciones superficie-atmósfera y en una amplia gama de aplicaciones en el área medioambiental como: la estimación de flujos energéticos, la evaporación en suelos y la evapotranspiración de la vegetación, la productividad de los cultivos y la estimación de necesidades de irrigación, la predicción de riesgo de incendios forestales y su detección y seguimiento, y la mejora en la predicción

de eventos meteorológicos extremos mediante su uso como dato de entrada en modelos meteorológicos.

Así, en este trabajo presentamos datos adquiridos por un sistema que hemos desarrollado para la medida automática de radiancias en el infrarrojo térmico (TIR). Este realiza barridos angulares (cenitales y acimutales) tanto en el hemisferio terrestre como celeste con un único radiómetro. Este sistema autónomo y angular ha sido desarrollado para su instalación en estaciones meteorológicas comunes con el fin de obtener datos continuos de LST y mejorar el conocimiento de la anisotropía angular de las propiedades emisivas superficiales.

En este trabajo utilizamos los datos adquiridos de esta forma como referencia en la evaluación del producto LST ofrecido por el sensor *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite* (VIIRS) a bordo del *Suomi National Polar-Orbiting Partnership* (S-NPP), considerado sucesor del *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) a bordo de EOS Terra y EOS Aqua.

2. EL PRODUCTO LST DEL S-NPP VIIRS

El producto VIIRS *Environmental Data Record* (EDR) LST se genera utilizando un algoritmo de tipo *split-window* (Ecuación 1), que combina las temperaturas de brillo en las bandas espectrales M15 y M16, centradas en 10,76 μm y 12,01 μm , respectivamente.

$$LST = a_0 + a_1 T_{15} + a_2 (T_{15} - T_{16}) + a_3 (\sec\theta_v - 1) + a_4 (T_{15} - T_{16})^2 \quad (1)$$

Los coeficientes de la Ecuación 1 (a_j , para $j=0-4$) son diferentes para las pasadas diurnas y nocturnas y según el tipo de superficie asignado para cada pixel, de forma que toman valores diferentes para 17 tipos de superficies basados en la clasificación *International Geosphere-Biosphere Programme* (IGBP) (VIIRS LST ATBD 2013; Guillevic et al., 2014). Estos coeficientes se obtienen mediante simulaciones con el modelo de transferencia radiativa MODTRAN y condiciones, tanto atmosféricas como superficiales, globalmente representativas. Los parámetros atmosféricos se derivaron a partir de datos del *National Center for Environmental Prediction* (NCEP) y los valores de emisividad para cada tipo de superficie se obtuvieron a partir de la base de datos MOSART (VIIRS LST ATBD, 2013).

Los productos VIIRS LST se obtuvieron del *NASA Land Product Evaluation and Analysis Tool Element* (LPEATE), donde se proporcionan secciones de las imágenes VIIRS contenidas en el *NOAA Comprehensive Large Array-data Stewardship System* (CLASS).

3. ADQUISICIÓN DE DATOS EN CAMPO

Los datos de referencia fueron adquiridos por un sistema diseñado para realizar barridos angulares con un único radiómetro TIR (Niclòs et al., 2015), evitando el uso de radiómetros dispuestos bajo ángulos de observación fijos, como es el caso de otras estaciones de medida a nivel internacional. Así, realiza barridos angulares completos en ambos hemisferios utilizando ángulos cenitales y

acimutales predefinidos. El radiómetro utilizado en el sistema autónomo es el modelo SI-121 (8-14 μm) de Apogee Instruments (www.apogeeinstruments.com), elegido, no solo por su bajo peso (190 g) y tamaño, sino también por su buena relación calidad-precio, probada en calibraciones frente a cuerpos negros de referencia. La precisión del SI-121 en términos de temperatura radiométrica ha sido evaluada frente a dos cuerpos de referencia: a) un cuerpo negro Landcal P80P con temperaturas de 278 K a 303 K, y b) un cuerpo negro *National Institute of Standards and Technology* (NIST), entre 283 K y 303 K, durante una campaña organizada por el comité internacional *Committee on Earth Observation Satellites* (CEOS). Con ello, se obtuvieron precisiones de $\pm 0,2$ K para el SI-121 entre 278 K y 303 K con (a), y todavía mejores entre 293-303 K con (b) (Theocharous et al., 2010, Niclòs et al., 2011).

El sistema se instaló en una parcela experimental emplazada en una zona extensa y homogénea dedicada al cultivo del arroz y cercana a la ciudad de Valencia (39,274°N, -0,317°E en WGS-84; 2,5 m sobre el nivel del mar; con extensión de ~ 100 km²; Figura 1). Cuenta con cobertura vegetal completa de julio a septiembre. Se inunda completamente de diciembre a enero y también en junio, y la cobertura terrestre cambia desde suelo desnudo húmedo a seco desde febrero a mayo. Con ello, con este cultivo estacional contamos con 3 coberturas terrestres diferentes con el paso del tiempo en un mismo emplazamiento, que además son térmicamente homogéneas.

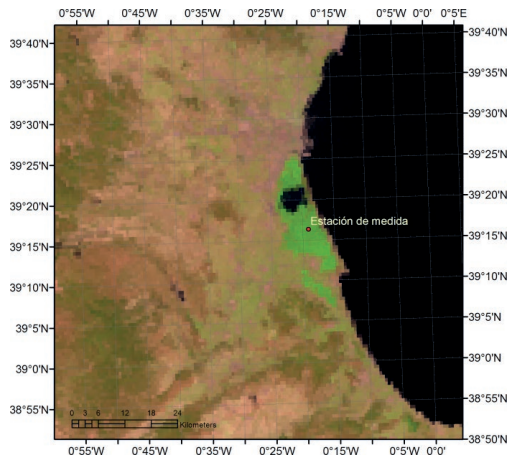


Figura 1. Emplazamiento de la estación de medida sobre una composición color RGB de datos de reflectividad VIIRS SDR (R-G-B M10-M7-M5) del 27 de julio de 2015.

A partir de las medidas radiométricas del sistema se obtiene la LST siguiendo la siguiente metodología. La radiancia TIR medida por la banda i de un radiómetro observando la superficie, cerca de ella, en una dirección determinada viene dada por:

$$L_i(\theta, \phi) = \varepsilon_i(\theta, \phi) B_i(LST) + (1 - \varepsilon_i(\theta, \phi)) L_{i, atm, hem}^{\downarrow} \quad (2)$$

donde $B_i(LST)$ es la función de Planck efectiva para la banda i a una temperatura LST ; $\varepsilon_i(\theta, \phi)$ es la emisividad direccional de la superficie; y $L_i^{down, hem}$ es la radiancia descendente hemisférica (irradiancia descendente dividida por π), obtenida mediante integración de la radiancia medida bajo diferentes direcciones en el hemisferio celeste. Estos datos además se utilizaron para el filtrado de datos afectados por nubes en la base de datos utilizada para la validación del producto VIIRS LST.

4. RESULTADOS

En este trabajo mostramos los primeros resultados de validación del algoritmo LST operativo de VIIRS cuando se utilizan datos VIIRS obtenidos a través de la herramienta LPEATE bajo ángulos de observación cenitales iguales o inferiores a 40° , y las tablas de coeficientes mostradas en Guillevic *et al.* (2014). La validación se realizó comparando los resultados VIIRS LST frente a los datos verdad-terreno obtenidos con el sistema en el emplazamiento indicado desde finales de 2014 a finales de 2015. Si analizamos estadísticamente las diferencias obtenidas entre las LST de VIIRS y los datos *in situ* (ver en Tabla 1), observamos una diferencia sistemática (mediana) de +1,1 K y una desviación estándar robusta ($RSD = 1,4826 - \text{mediana} \left(\left| \text{dif}_i - \text{mediana}(\text{dif}_i) \right| \right)$), donde dif_i representa cada una de las diferencias entre las LST de VIIRS y los datos *in situ* de 1,0 K, con una suma cuadrática de ambos valores (R-RMSD) de 1,5 K para las pasadas de VIIRS diurnas. En el caso de las pasadas nocturnas, la mediana es despreciable y la RSD toma un valor 1,2 K, obteniendo una R-RMSD de 1,2 K, cuando analizamos los resultados de los tres tipos de coberturas en el área experimental en conjunto.

Tabla 1. Estadísticas de las diferencias entre la LST de VIIRS y los datos verdad-terreno, diferenciando pasadas diurnas (D) y nocturnas (N).

		Mediana (K)	RSD (K)	R-RMSD (K)	N
Todas las coberturas	D	1,1	1,0	1,5	67
	N	0,0	1,2	1,2	60
Inundado (agua)	D	1,0	0,9	1,3	21
	N	-0,2	1,1	1,1	22
Cobertura Vegetal completa	D	1,2	0,6	1,3	23
	N	0,6	0,6	0,8	19
Suelo	D	1,6	1,1	2,0	23
	N	-0,3	1,4	1,5	19

En la Tabla 1 también mostramos los resultados de forma independiente para los tres tipos de coberturas estacionales existentes en el área experimental: suelo inundado (agua), cobertura vegetal completa, y suelo sin vegetación. Las diferencias sistemáticas presentan variaciones en función del tipo de cobertura y también difieren entre las pasadas de VIIRS diurnas y nocturnas.

Los tipos de coberturas IGBP asignados por el producto VIIRS para la zona experimental son principalmente las clases 12 (*cropland*) y 14 (*cropland/natural vegetation*), independientemente del estado fenológico del cultivo, es decir, de los cambios de cobertura superficial que se dan en la zona experimental a lo largo del año. Sin embargo el impacto de la asignación de coeficientes del algoritmo *split-window* en función del tipo de cobertura no parece ser importante a la vista de los resultados mostrados en la Tabla 1.

5. CONCLUSIONES

Los resultados de esta primera validación muestran exactitudes para el algoritmo operacional LST de VIIRS dentro de los requisitos establecidos como mínimos por el Joint Polar Satellite System (JPSS), definidos con un error sistemático entre satélite y datos verdad terreno de $\pm 1,4$ K y una desviación estándar de las diferencias de 2,5 K. El JPSS también estableció unos requisitos en cuanto a exactitud como objetivo a alcanzar: error sistemático de $\pm 0,8$ K y desviación estándar de 1,5 K (Justice *et al.*, 2013; JPSS Program, 2014). Los resultados demuestran que las LST de VIIRS alcanzan exactitudes en nuestra zona experimental que no se encuentran lejos de dicho objetivo, principalmente en las pasadas nocturnas.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, así como el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), a través del proyecto CGL2015-64268-R (MINECO / FEDER, UE) y del contrato de investigación del programa nacional Ramón y Cajal de la Dra. Raquel Niclòs (RYC-2010-06213).

7. BIBLIOGRAFÍA

- Guillevic, P.C., Biard, C.J., Hulley, G.C., Privette, J.L., Hook, S.J., Olioso, A., Göttsche, F.M., Radocinski, R., Román, M.O., Yu, Y., Csiszar, I. 2014. Validation of land surface temperature products derived from the Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) using ground-based and heritage satellite measurements. *Remote Sensing of Environment*, 154, 19-37.
- Joint Polar Satellite System (JPSS) Program. 2014. Level 1 Requirements, SUPPLEMENT – Final. Version 2.10. http://www.jpss.noaa.gov/assets/pdfs/technical_documents/level_1_requirements_supplement.pdf
- Justice, C. O., Román, M.O., Csiszar, I., Vermote, E. F., Wolfe, R., Hook, S. J. *et al.* 2013. Land and cryosphere products from Suomi NPP VIIRS: Overview and status. *Journal of Geophysical Research, [Atmospheres]*, 118, 9753-9765.
- Niclòs, R., Galve, J.M., Valiente, J.A., Estrela, M.J. Coll, C. 2011. Accuracy assessment of land surface temperature retrievals from MSG2-SEVIRI data. *Remote Sensing of Environment*, 115, 2126-2140.

- Nicolòs, R., Valiente, J.A., Barberà, M.J., Coll, C. 2015. An Autonomous System to Take Angular Thermal-Infrared Measurements for Validating Satellite Products. *Remote Sensing*, 7, 15269-15294. <http://www.mdpi.com/2072-4292/7/11/15269>.
- Theocharous, E., Usadi, E., Fox, N. P. 2010. *CEOS comparison of IR brightness temperature measurements in support of satellite validation. Part I: Laboratory and ocean surface temperature comparison of radiation thermometers*. NPL REPORT OP3, National Physical Laboratory, Teddington, UK.
- VIIRS LST ATBD. 2013. *Joint Polar Satellite System (JPSS) VIIRS Land Surface Temperature Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD)*. https://www.star.nesdis.noaa.gov/jpss/documents/ATBD/D0001-M01-S01-022_JPSS_ATBD_VIIRS-LST_A.pdf.



SECCIÓN **02**

Agricultura y recursos hídricos

Evolución de la evapotranspiración y el estrés hídrico de la vegetación de dehesa en la Península Ibérica (2001-2015)

González-Dugo, M. P.⁽¹⁾, Chen, X.⁽²⁾, Andreu, A.⁽³⁾, Carpintero, E.⁽¹⁾, Gómez-Giráldez, P.⁽¹⁾, Su, Z.⁽²⁾

⁽¹⁾ IFAPA, Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural. Apdo. 3048 ES-14071 Córdoba, España.
mariap.gonzalez.d@juntadeandalucia.es,

⁽²⁾ Faculty of Geo-Information Science and Earth Observation, Universidad de Twente, Enschede, Países Bajos.

⁽³⁾ UNU-FLORES, Ammonstrasse 74, Dresden, 01067, Alemania.

Resumen: Este trabajo pretende profundizar en el efecto del déficit de agua en el suelo sobre la vegetación de dehesa. Para ello, se ha realizado un seguimiento de la evapotranspiración y el estrés hídrico de este ecosistema en la Península Ibérica durante quince años mediante la aplicación de un modelo de balance de energía. El modelo SEBS, basado en datos térmicos de satélite y haciendo uso de información meteorológica procedente de reanálisis, se ha aplicado a escala mensual desde enero de 2001 a diciembre de 2015. Los resultados han permitido evaluar el funcionamiento del modelo en estas condiciones usando observaciones experimentales y caracterizar los principales eventos de sequía ocurridos en dicho periodo, así como cuantificar su efecto sobre la cobertura de la vegetación y su producción.

Palabras clave: evapotranspiración, balance de energía en superficie, térmico, dehesa, sequía.

Evapotranspiration and water stress monitoring of Mediterranean oak savanna ecosystem in the Iberian Peninsula (2001-2015)

Abstract: *The objective of this work is to provide new insights about the effect of soil water deficit on the vegetation of Mediterranean oak savanna. The evolution of the evapotranspiration and vegetation water stress, over this ecosystem in the Iberian Peninsula, has been monitored during fifteen years through the application of an energy balance model. SEBS model has been applied since January 2001 to December 2015 using satellite thermal data and meteorological reanalysis data. The model behaviour has been evaluated under these conditions using field measurements. The results have led to characterize the main drought events occurred during the study period, and to quantify their effects on the vegetation coverage and production.*

Keywords: *evapotranspiration, surface energy balance, thermal remote sensing, oak savanna, drought.*

1. INTRODUCCIÓN

La dehesa es el sistema agroforestal más extenso y mejor conservado de Europa, con una superficie que supera los tres millones de hectáreas en la Península Ibérica. Estas sabanas con árboles dispersos, matorral, pasto y cultivos son un ejemplo de uso múltiple del territorio, que combina el desarrollo socioeconómico de las zonas rurales con la conservación de un ecosistema, de origen antrópico, con un alto valor ambiental. Sin embargo, en las últimas décadas el equilibrio de este sistema se ha visto comprometido por problemas de rentabilidad, de intensificación de su uso y por la incidencia de plagas y enfermedades. A estas amenazas hay que sumar su alta vulnerabilidad a los cambios previstos en el clima de la región Mediterránea, con sequías cada vez más extremas, mayor torrencialidad en las precipitaciones y una reducción de los recursos hídricos aprovechables.

La disponibilidad de agua ejerce un importante control sobre la distribución y el estado de la vegetación en la dehesa. A su vez, la vegetación condiciona la dinámica del agua en el suelo y los principales procesos hidrológicos a escala de cuenca. Este trabajo pretende avanzar en el conocimiento de estos procesos mediante el seguimiento de la evapotranspiración (ET) y el estrés hídrico de la vegetación de dehesa en la Península Ibérica a lo largo

de los últimos 15 años, evaluando el impacto de las principales sequías ocurridas en ese periodo.

La gran cantidad de datos libres y de acceso gratuito disponibles actualmente a escala global presentan un gran potencial para desarrollar este tipo de seguimiento. En este caso se han usado imágenes de varios satélites a distintas escalas, e información meteorológica producida mediante técnicas de reanálisis. La integración de estos datos en modelos de balance de energía en superficie permite estimar con bastante precisión y de manera robusta los componentes del balance de energía, en concreto el calor latente o ET tanto en cultivos homogéneos como en cubiertas de vegetación dispersa (González-Dugo *et al.*, 2009, Andreu *et al.*, 2015).

La evapotranspiración representa las pérdidas totales de agua desde la superficie a la atmósfera, a través de la evaporación y la transpiración. Cuando la disponibilidad de agua en el suelo se convierte en un factor limitante para el crecimiento de las plantas, éstas reaccionan reduciendo el flujo de transpiración con respecto a la demanda atmosférica, normalmente representada mediante la evapotranspiración potencial o de referencia (E_{T0}). Por ello el cociente ET/E_{T0} o evaporación relativa (Er), se considera un buen indicador del estrés hídrico de la vegetación. Su análisis y la evolución de las anomalías

de Er a distintas escalas temporales se han empleado en este trabajo para caracterizar los periodos secos que han afectado a la vegetación de dehesa durante los quince años de estudio.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha empleado una versión revisada del modelo de balance energía SEBS (*Surface Energy Balance System*) (Chen et al., 2013; Su, 2002). Se ha aplicado sobre todo el territorio de la Península Ibérica a escala mensual y con una resolución espacial de 0.05°. Sin embargo, el análisis posterior se ha centrado únicamente en las zonas de dehesa (Figura 1), delimitadas usando la información proporcionada por el mapa de usos del suelo CORINE de la UE (CLC2006. 100 m - versión 12/2009).

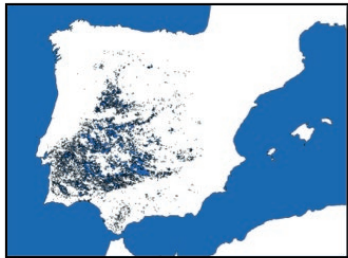


Figura 1. Distribución espacial de las zonas de dehesa de la Península Ibérica empleada en este estudio.

Para el cálculo de la ETo se ha empleado el procedimiento FAP56-PM, usando los datos descritos en el siguiente apartado. La serie de evaporación relativa en cada punto se ha normalizado, usando la desviación estándar de la serie, para identificar con mayor facilidad las anomalías ocurridas en la evaporación a escala mensual y anual.

2.1. Datos de entrada

Se ha hecho uso de datos de distintas fuentes, escalas espaciales y temporales cuyas características principales se detallan en la Tabla 1.

Tabla 1. Bases de datos empleadas en el cálculo de flujos de energía en la Península Ibérica, 2001-2015.

Variable	Fuente	Res. esp	Res. temp	Método
SWd	ERA Interim	80 km	6 h	Reanálisis
SWu	ERA Interim	80 km	6 h	Reanálisis
LWd	ERA Interim	80 km	6 h	Reanálisis
LWu	MOD11C3	0,05°	1 mes	Satélite
Ta	ERA Interim	80 km	6 h	Reanálisis
Q	ERA Interim	80 km	6 h	Reanálisis
Ws	ERA Interim	80 km	6 h	Reanálisis
P	ERA Interim	80 km	6 h	Reanálisis
LST	MOD11C3 V5	0,05°	1 mes	Satélite
Albedo	GlobAlbedo	0,01°	1 mes	Satélite
NDVI	SPOT VEGETATION	0,01°	10 días	Satélite

ERA-Interim es una base de datos de reanálisis atmosférico global producida por el ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*) de forma continua desde 1979 y en tiempo real.

2.2. Datos de validación

Para validar los flujos de energía estimados se han empleado medidas obtenidas en dos zonas experimentales situadas sobre ecosistemas de dehesa y cuya instrumentación (torres de medida de covarianza de torbellinos y equipamiento accesorio) permite la medida precisa y continua de todos los componentes del balance de energía.

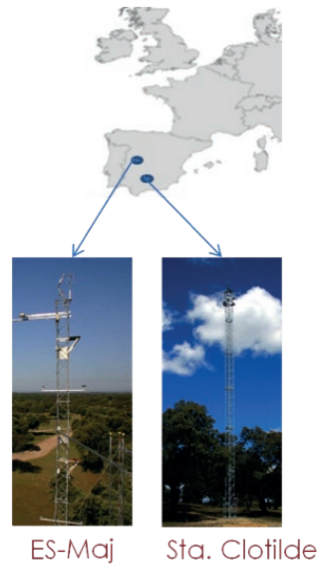


Figura 2. Torres de covarianza de torbellinos empleadas para validar los flujos de energía en superficie estimados.

Los flujos mensuales proporcionados por el modelo se han validado comparándolos con medias obtenidas durante un total de cinco años, 2009 a 2011 en ES-Maj y 2014-2015 en Sta. Clotilde, cuyos balances se han forzado usando el método de los residuos.

3. RESULTADOS

3.1. Validación del modelo de balance de energía

La comparación entre flujos mensuales estimados y medidos para los principales componentes del balance de energía en superficie: calor sensible, H; calor latente, LE; flujo de calor al suelo, G y radiación neta, Rn [$W m^{-2}$] en las dos torres se representan en la Figura 3.

Se observa un buen ajuste general entre los flujos medidos y estimados para ambas torres. La diferencia media cuadrática (RMSD) de las estimaciones de Rn y G fue menor de $20 W m^{-2}$, y para LE y H se encontró entre

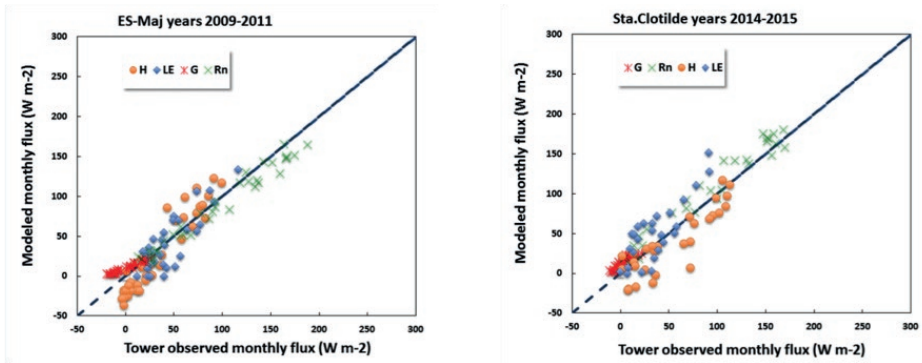


Figura 3. Comparación de flujos de energía mensuales observados y estimados usando SEBS en las dos torres de EC.

20-30 W m⁻², respectivamente. Se observa una mayor desviación media (MBE) para todos los flujos en la torre de Sta. Clotilde, con un ligero sesgo en LE y H, y un mejor ajuste en ES-Maj. Estos resultados son similares a

los obtenidos para flujos diarios en este tipo de cubierta (Carpintero *et al.*, 2016; Andreu, 2014) y para flujos mensuales en otros entornos (Chen *et al.*, 2014).

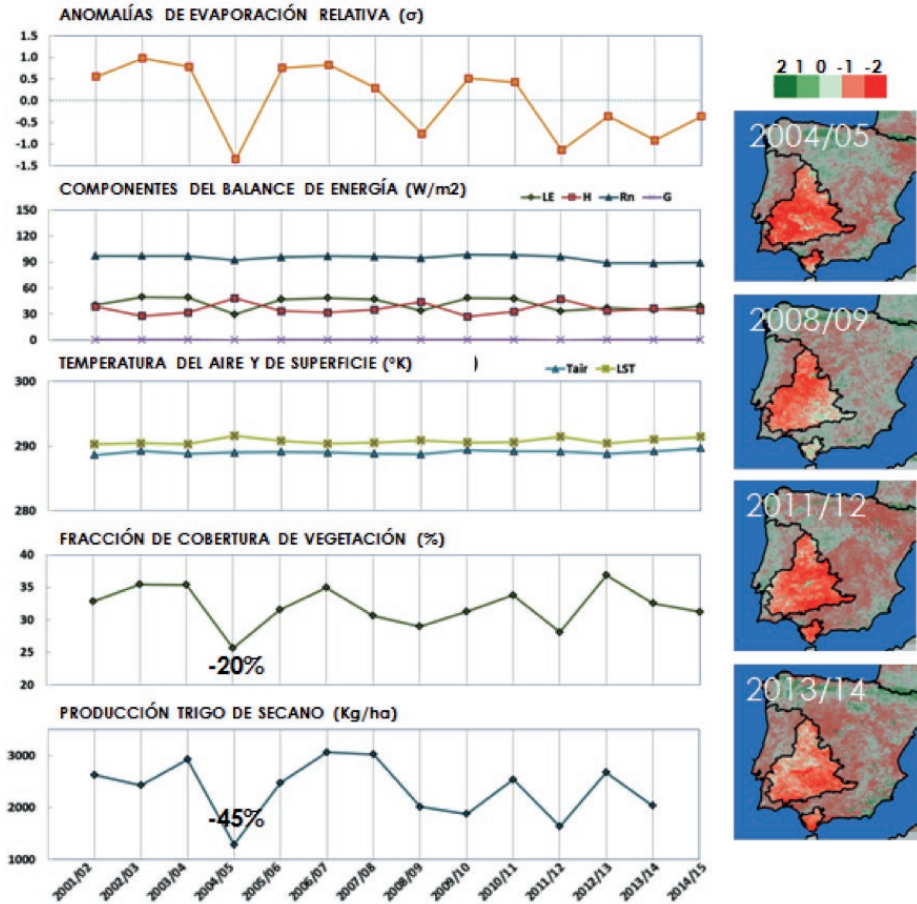


Figura 4. Evolución anual de diferentes variables de interés en la zona de dehesa de la Península Ibérica y distribución espacial de las anomalías de evaporación relativa para los cuatro años más secos ocurridos en el periodo 2001-2015.

3.2. Caracterización anual de las sequías y variables relacionadas en el período 2001-2015

Aunque los resultados se han obtenido espacialmente distribuidos y a escala mensual, se presentan únicamente los resultados preliminares de caracterización de la sequía calculados de forma agregada anualmente y para toda el área de dehesa de la Península. La evolución de diferentes variables de interés para los años hidrológicos 2001/02 hasta 2014/15 se muestra en las cinco gráficas de la Figura 4.

La primera de ellas representa la evaporación relativa normalizada para el periodo estudiado. En ella, los años con mayor estrés hídrico en la vegetación se identifican por presentar valores inferiores a cero, más negativos cuanto mayor es la intensidad de la sequía durante ese año. La primera observación de interés es la inexistencia en el periodo de estudio de eventos secos de duración superior a 12 meses. Se identifican cuatro años: 2004/05, 2008/09, 2011/12 y 2013/14, con valores de Er inferiores a la media y diferente intensidad. La menor evaporación relativa de estos años se relaciona a su vez con un incremento del calor sensible, H, respecto a LE en el balance de energía, así como un aumento la temperatura superficial respecto a la temperatura media del aire, lo que se puede observar en la segunda y tercera gráfica de la Figura 4.

El efecto de estos años secos en los cambios producidos en la vegetación y cosecha de cereal (Gráficas 4 y 5 de la Figura 4), se aprecia especialmente en aquellos años en que la sequía ha afectado de forma generalizada a toda la zona de dehesa. Su distribución espacial se puede observar en los mapas situados a la derecha de las gráficas en la Figura 4. Estos mapas representan la distribución de anomalías de evaporación en el área de dehesa de España y Portugal para los cuatro años secos identificados.

El evento más intenso, en el que se produjo un mayor impacto del déficit de agua sobre la vegetación de dehesa, corresponde a 2004/05. Durante ese año el impacto del estrés hídrico fue más generalizado en toda la zona de estudio. Asimismo se aprecia un mayor efecto en el descenso de cobertura de la vegetación, alrededor del 20%, y de la producción del trigo de secano, que se redujo a la mitad en muchas zonas (ESYRCE, MAPAMA).

En 2011/12 también se aprecia una distribución espacial generalizada del déficit hídrico, mientras que los eventos ocurridos en 2008/09 y 2013/14 son parciales afectando el primero más a la zona occidental y norte y el segundo a la parte oriental de la zona de dehesa.

4. CONCLUSIONES

Los resultados preliminares indican que el modelo SEBS proporciona estimaciones suficientemente precisas para realizar un seguimiento de la ET y el estrés hídrico de la vegetación en las condiciones estudiadas. Las anomalías anuales de Er, derivadas del mismo, han permitido caracterizar los principales años secos ocurridos durante el período de estudio en las zonas de dehesa de la Península Ibérica.

5. AGRADECIMIENTOS.

Los autores desean agradecer la financiación recibida de INIA y FEDER 2014-2020 (Prog Operativo de Crecimiento Inteligente) mediante el proyecto RTA2014-00063-C04-02, y por el Cooperative Research Program de la OCDE.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Andreu, A. 2014. *Water monitoring of vegetation through multi-scale energy balance modelling using time series of remotely sensed data*. Tesis doctoral Univ. de Córdoba. <http://hdl.handle.net/10396/12478>
- Andreu, A., Timmermans, W.J., Skokovic, D., González-Dugo, M.P. 2015. Influence of component temperature derivation from dual angle thermal infrared observations on TSEB flux estimates over an irrigated vineyard. *Acta Geophysica*, Septiembre 2015.
- Carpintero, E., Gonzalez-Dugo, M.P., Hain, H., Nieto, H., Gao, F., Andreu, A., Kustas, W.P., Anderson, M.C. 2016. Continuous evapotranspiration monitoring and water stress at watershed scale in a Mediterranean oak savanna. *ProcSPIE 9998, Remote. Sens. Ag., Ecosyst., and Hydrol XVIII*, 99980N;
- Chen, X., Su, Z., Ma, Y., Yang, K., Wen, J., Zhang, Y. 2013. An improvement of roughness height parameterization of the Surface Energy Balance System (SEBS) over the Tibetan Plateau, *J. Appl. Meteorol. Clim.*, 52, 607–622.
- Chen X., Z. Su, Y. Ma, S. Liu, Q. Yu, Z. Xu. 2014. Development of a 10 year (2001–2010) 0.1° dataset of land-surface energy balance for mainland China. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 14, 14471–14518, 2014.
- MAPAMA, 2017. Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos (ESYRCE) <http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/esyrce/>. Ultimo acceso: mayo 2017.
- Gonzalez-Dugo, M.P., C.M.U. Neale, L. Mateos, W.P. Kustas, J.H. Prueger, M.C. Anderson, and F. Li. 2009. A comparison of operational remote sensing-based models for estimating crop evapotranspiration. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149:1843-1853.
- Su, Z. 2002. The Surface Energy Balance System (SEBS) for estimation of turbulent heat fluxes, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 6, 85–100.

¿Es posible calibrar un modelo eco-hidrológico en una cuenca no aforada utilizando exclusivamente el NDVI de satélite?

Francés, F. ⁽¹⁾, Ruiz-Pérez, G. ^(1,2)

⁽¹⁾Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, España.
ffrances@upv.es

⁽²⁾Department of Crop Production Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
guiomar.ruiz.perez@slu.se

Resumen: La modelación eco-hidrológica a menudo se enfrenta al problema de una necesidad extensiva de información acerca de sus parámetros, cuando se tienen escasos datos disponible en tierra para su estimación. La información satelital puede resolver este problema, pero requiere de nuevas metodologías para explotar su información espacio-temporal en la implementación de los modelos. En este trabajo se aborda este problema mediante la calibración automática, basada en la técnica de los EOFs, de un modelo distribuido denominado TETIS. El caso de estudio se localiza en la cuenca alta del río Ewaso Ngiro en Kenia. El modelo TETIS se ha calibrado utilizando exclusivamente el NDVI derivado de MODIS. Los resultados demostraron que los datos de satélite sobre la dinámica de la vegetación pueden ser usados con éxito para la calibración y validación de modelos eco-hidrológicos en cuencas no aforadas sometidas a estrés hídrico.

Palabras clave: datos de satélite, NDVI, modelación ecohidrológica distribuida, regiones áridas, análisis con EOF.

Is it possible to calibrate an eco-hydrological model at an ungauged basin using exclusively satellite NDVI?

Abstract: *Eco-hydrological modelling often face the problem of extensive parametrical requirements and limited ground available data. Satellite data may be able to fill this gap, but it requires novel methodologies to exploit its spatio-temporal information. The present study tackles this problem using an automatic calibration procedure, based on EOF techniques, for a distributed ecohydrological daily model called TETIS. The procedure is tested in the Upper Ewaso Ngiro River basin in Kenya. In the present application, the TETIS model is calibrated only using NDVI data derived from MODIS. The results demonstrate that satellite data of vegetation dynamics can be used to calibrate and validate ecohydrological models in water-controlled and ungauged basins.*

Keywords: *satellite data, NDVI, ecohydrological distributed modelling, drylands, EOF analysis.*

1. INTRODUCCIÓN

Las tierras áridas y semiáridas ocupan aproximadamente un 30% de la superficie terrestre. En estas regiones, el agua es un elemento de control de la biomasa vegetal y, al mismo tiempo, la vegetación juega un papel clave en el ciclo hidrológico (Rodríguez-Iturbe *et al.*, 2001; Manfreda y Caylor, 2013). Los modelos eco-hidrológicos son una herramienta para considerar adecuadamente las interacciones entre la vegetación y el ciclo hidrológico. Sin embargo, es habitual enfrentarse al problema de que muchos de los modelos hidrológicos y eco-hidrológicos tienen un elevado requerimiento de información para la estimación de sus parámetros, mientras que la información disponible de los mismos es en la práctica escasa. Más aún, incluso hay que realizar la implementación en cuencas no aforadas. Por tanto, es necesaria la utilización de modelos parsimoniosos, que tendrán una menor necesidad de información y además, también es necesaria la búsqueda de otras fuentes alternativas de observación de variables de estado, como son los satélites, que permitan su calibración y validación.

Para abordar estas cuestiones, se calibró un modelo eco-hidrológico distribuido parsimonioso utilizando exclusivamente datos NDVI proporcionados por MODIS. Se propuso una metodología basada en el análisis EOF (funciones ortonormales empíricas) para llevar a cabo una calibración automática del modelo. Finalmente, los resultados fueron validados utilizando datos satelitales referentes a diferentes periodos de tiempo, y también el caudal observado en el desagüe de la cuenca y que no fue utilizado en la calibración.

2. CASO DE ESTUDIO

La cuenca utilizada como caso de estudio ha sido una subcuenca de 4600 km² en la parte alta del río Ewaso Ngiro en Kenia. Esta cuenca se encuentra en la Meseta de Laikipia, entre el Monte Kenia (SE) y las Montañas Aberdare (SO). La región está caracterizada por dos estaciones diferenciadas: lluviosa y seca. Las estructuras espaciales de la lluvia y de la temperatura están fuertemente afectadas por la topografía. La textura de los suelos varía de arenoso-arcillosos a arcillosos. La cubierta del suelo predominante es la sabana, aunque las

mayores elevaciones están dominadas por bosques y hay una superficie importante de campos agrícolas en las llanuras.

Los datos de precipitación y temperatura diarias se extienden desde 1959 hasta 2003 y la estación de aforos de la subcuenca analizada tiene datos de 1980 a 2002.

En cuanto a los datos de satélite, se adoptó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) incluido en los productos MOD13Q1 y MYD13Q1 suministrados por la NASA. Los datos MOD13Q1 y MYD13Q1 se proporcionan cada 16 días a 250 metros de resolución espacial desde el año 2000. Sobre la base de la experiencia previa del grupo (Ruiz-Pérez *et al.*, 2016 y Pasquato *et al.*, 2015) y en condiciones climáticas similares, se declinó utilizar otros productos como el LAI o el ET derivados de MODIS. Las razones fundamentales son que este tipo de productos son producidos por modelos adicionales (no es razonable ajustar un modelo a otro modelo si hay alternativas) y las posibilidades de errores son significativas.

3. EL MODELO ECO-HIDROLÓGICO TETIS

El modelo eco-hidrológico distribuido utilizado ha sido el modelo TETIS en su versión 9. En realidad consta de dos sub-modelos: un sub-modelo hidrológico (Francés *et al.*, 2007), junto con un sub-modelo de vegetación dinámica (Ruiz-Pérez *et al.*, 2016). Ambos sub-modelos tienen en común su simplicidad en la estructura y ecuaciones utilizadas con el fin de reducir el número de parámetros.

Los dos sub-modelos están interconectados. La transpiración calculada en el sub-modelo hidrológico depende del índice de área foliar (LAI) simulado por el sub-modelo de vegetación dinámica. Al mismo tiempo, el LAI, simulado con la hipótesis del uso eficiente de la luz, también depende del estrés hídrico que se calcula utilizando el sub-modelo hidrológico.

El sub-modelo hidrológico puede utilizarse en diferentes escalas temporales (de pocos minutos hasta diario), mientras que el sub-modelo dinámico de vegetación debe aplicarse a escala diaria. Por lo tanto, el modelo en esta aplicación se ha utilizado la escala temporal diaria. Ambos sub-modelos se pueden utilizar en una amplia gama de escalas espaciales. En esta investigación, la resolución del modelo implementado fue de 90×90 metros.

4. METODOLOGÍA

Uno de los principales objetivos de esta investigación fue explorar el potencial de los datos de satélite de teledetección para la calibración de modelos. Para este propósito, se ha adoptado la hipótesis de que el LAI y NDVI están íntimamente relacionados.

El modelo TETIS en su versión 9 se calibró automáticamente utilizando exclusivamente el NDVI de MODIS, mediante el uso combinado de EOFs y un algoritmo genético para refinar la parametrización del modelo (Ruiz-Pérez *et al.*, 2017). Además, se realizó una validación del modelo utilizando tanto datos satelitales

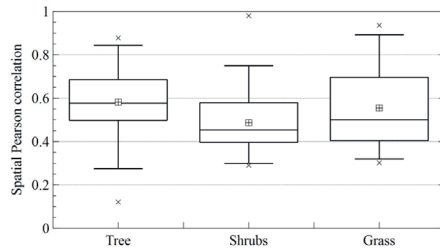


Figura 1. Coeficiente de correlación espacial de Pearson durante el período de calibración, diferenciando árboles, matorrales y gramíneas.

(NDVI no utilizado) como datos tradicionales medidos en tierra (caudales en un punto de aforo).

Dado que los datos meteorológicos (precipitación y temperatura) estuvieron disponibles entre 1960 y 2003 y el NDVI de MODIS estuvo disponible desde el año 2000 hasta la actualidad, se decidió utilizar el año 2003 como período de calibración y el período de 2000 a 2002 para la validación. Para evitar el efecto de las condiciones iniciales, se utilizó un año como período de calentamiento (el año 2002 y 1999 para la calibración y validación del modelo, respectivamente).

El método de las EOF se utiliza generalmente para analizar la variabilidad espacio-temporal de una sola variable, pero también puede realizarse una comparación entre diferentes variables utilizando técnicas EOF acopladas (Koch *et al.*, 2016). El método descompone un conjunto de datos en una serie de tiempo y patrones espaciales. Además, el método permite estimar una medida de la “importancia” de cada patrón espacial. Se refieren a los patrones espaciales como los EOFs (o componentes principales) y a la variación del tiempo como cargas (o coeficientes de expansión, series temporales de componentes principales, etc.). La calibración automática del modelo se realizó tratando de minimizar las diferencias entre las cargas de datos simulados y observados. La función objetivo utilizada se basó en esa idea y también tuvo en cuenta la porción de varianza explicada por cada EOF, para considerar que la contribución de la varianza disminuye consecutivamente para los EOF (Ruiz-Pérez *et al.*, 2017).

5. RESULTADOS

5.1. Calibración

La calibración automática propuesta se basa en la suposición de que cuanto más se aproximan las cargas de los valores simulados a las cargas de los valores observados, mayor será la similitud entre los patrones espaciales. La calibración produjo un buen acuerdo entre las cargas observadas y simuladas del EOF1 (el que explica la mayor varianza), mientras que aparecieron pequeñas desviaciones entre las cargas observadas y simuladas relacionadas con el EOF2 y el EOF3. Las cargas de los EOFs restantes se dispersaron completamente debido principalmente a su contribución baja correspondiente (bajo peso) en la función objetivo

del proceso de calibración automática. Es necesario señalar que el EOF1 explicó más del 60% de la varianza espacial del conjunto de datos, mientras que el EOF2 y el EOF3 explicaron alrededor del 10% cada uno.

También se utilizaron tres métricas adicionales para evaluar el desempeño del modelo: i) el coeficiente de correlación temporal de Pearson evaluado en cada píxel o celda; ii) la correlación espacial de Pearson (Figura 1), y iii) mapas de gradiente espacial.

El coeficiente de correlación temporal de Pearson entre el NDVI observado y el LAI simulado fue superior a 0,4 en la mayor parte de la cuenca. Las correlaciones más débiles se obtuvieron en las dos áreas más altas de la cuenca, en el Monte Kenia y las Montañas Aberdare, con valores de cero a negativos.

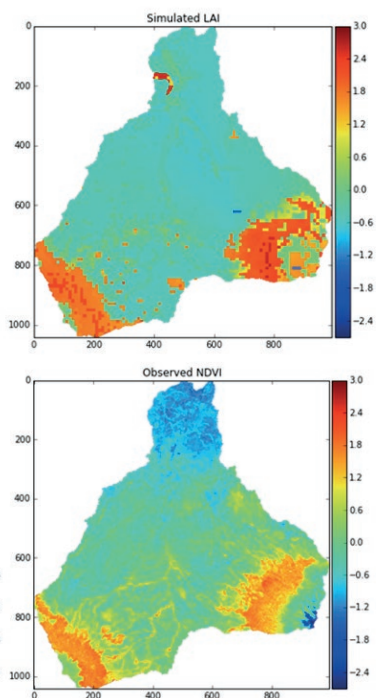


Figura 2. Comparación entre los mapas de LAI simulado y NVDI observado de satélite durante el periodo de validación. En cada celda se representa la diferencia entre la media temporal de la misma respecto de la media de todas las celdas.

Los coeficientes de correlación espacial de Pearson se calcularon excluyendo las regiones con un coeficiente de correlación de Pearson temporal negativo. Aunque ligeramente peor que los resultados en términos de correlación temporal, las correlaciones espaciales medias fueron superiores a 0,45 para todas las cubiertas principales (Figura 1): árboles (media = 0,58), arbustos (media = 0,49) y gramíneas (media = 0,55). Los mejores valores se obtuvieron en celdas clasificadas como árboles. De hecho, la mediana era casi 0,60 y la varianza

no era alta (desviación estándar = 0,16). Por el contrario, las celdas clasificadas como gramíneas obtuvieron los peores resultados con la mediana más baja y la más alta desviación estándar (0,18).

Por último, al comparar los mapas de medias temporales del NDVI observado y el LAI simulado, no se encontraron grandes diferencias. Es decir, existe un buen desempeño espacial del modelo eco-hidrológico, al menos desde el punto de vista de la vegetación.

5.2. Validación

De forma similar al proceso de calibración, el EOF1 explicó más del 60% de la varianza espacial, mientras que el EOF2 y el EOF3 explicaron alrededor del 10% para el periodo de validación. Ninguno de los restantes EOF explicó más del 3%. Las cargas simuladas y observadas del EOF1 fueron casi iguales, mientras que los resultados obtenidos en relación con el EOF2 y el EOF3 fueron ligeramente peores. Sin embargo, es importante destacar que ambos mostraron la misma dinámica temporal clara. El mapa temporal de correlación de Pearson entre el LAI simulado y el NDVI mostró el mismo patrón observado en el periodo de calibración: las dos áreas situadas cerca del Monte Kenia y las Montañas Aberdare tenían coeficientes de correlación temporal igual a cero o incluso negativos. Sin embargo, en más del 80% de la cuenca este coeficiente estaba entre 0,3 y 0,9.

En cuanto al coeficiente espacial de correlación de Pearson entre el LAI y el NDVI simulados en las tres principales coberturas los resultados no fueron tan buenos como los resultados obtenidos en términos de correlación temporal. En el caso de arbustos y gramíneas, la media y la mediana fueron casi 0,4 mientras que las correspondientes para los árboles fueron alrededor de 0,35. Por el contrario, la varianza obtenida durante el periodo de validación fue más estrecha que la obtenida durante el periodo de calibración para las tres cubiertas del suelo: árboles, arbustos y gramíneas.

El patrón espacial de LAI fue, como para el periodo de calibración, bien capturado en el periodo de validación por el modelo calibrado (Figura 2). Las celdas con grandes diferencias entre su propia media temporal y la media general fueron consistentes en ambos mapas.

Finalmente, ya que existían datos de caudales observados en la salida de la cuenca durante los años 2000 a 2002, fue posible compararlo con el caudal simulado por el modelo (Figura 3). El índice de Nash-Sutcliffe fue igual a 0,32. Este valor no es muy alto, pero hay que tener en cuenta que está fuertemente afectado por los resultados obtenidos al inicio del periodo de validación, probablemente debido a la ausencia de información observada sobre las condiciones iniciales de las variables de estado más importantes en el caudal, como pueden ser los niveles en el acuífero de la cuenca.

6. CONCLUSIONES

En general, el modelo eco-hidrológico propuesto fue capaz de reproducir adecuadamente la dinámica de la vegetación

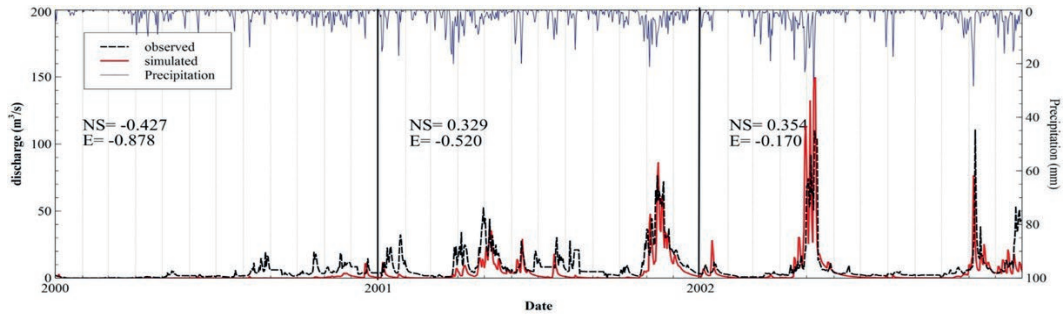


Figura 3. Series temporales de precipitación y caudales observados (no utilizados en calibración) y simulados durante los años 2000 a 2002.

y el flujo observado. Los resultados pusieron de relieve la enorme utilidad de los datos de satélite para la calibración y validación de modelos hidrológicos. Fue posible implementar los componentes hidrológicos y de vegetación del modelo diario TETIS utilizando únicamente datos NDVI y validar el modelo con resultados satisfactorios. Esos resultados son prometedores porque demuestran que los datos satelitales podrían explotarse para predecir la descarga de los ríos en cuencas no aforadas.

La calibración automática propuesta fue completamente diseñada para incorporar datos espacio-temporales con el fin de aprovechar al máximo los datos de satélite utilizados. Después de la calibración, los patrones de vegetación simulada muestran un buen acuerdo con el NDVI medido en la mayor parte de la cuenca, excepto para algunas porciones en altitudes más altas. Este resultado no satisfactorio puede deberse a la mala calidad de los datos del NDVI en las montañas con fuerte nubosidad y posibilidad de nieve y/o a la limitación del sub-modelo de vegetación (específicamente diseñado para las regiones semiáridas y sin consideración de posibles limitaciones por nutrientes).

En cualquier caso, hay que considerar que el potencial del presente estudio se debe a la gran disponibilidad de información de teledetección (no sólo satélite) con respecto a las variables espaciales de estado de los modelos eco-hidrológicos; y más información estará disponible en el futuro. Se están haciendo muchos esfuerzos para mejorar la calidad y la cantidad de datos de teledetección (drones, mejores dispositivos, etc.). Y la comunidad científica también debe estar lista para explotar la enorme cantidad de información contenida en estos datos (temporal, espacial y espacio-temporal). Por lo tanto, se debe identificar la mejor manera de utilizar toda esta nueva información disponible, no sólo para la asimilación de datos, sino también para la calibración y validación de modelos. En este sentido, los resultados obtenidos en este estudio demuestran que: i) la información de satélite es una extraordinaria fuente de información del patrón espacial de la biomasa vegetal y de su variación temporal; ii) esta información puede ser utilizada en la implementación de modelos eco-hidrológicos parsimoniosos mediante el uso de las EOFs; iii) en la calibración existe una transferencia de información desde el NDVI observado a una parte

de los parámetros hidrológicos, que permite incluso una buena simulación de los caudales en cualquier punto de la cuenca.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Francés F., Vélez J. I., Vélez J. J. 2007. Split-parameter structure for the automatic calibration of distributed hydrological models. *Journal of Hydrology*, 332, 226-240
- Koch, J., Siemann, A., Stisen, S., Sheffield, J. 2016b. Spatial validation of large-scale land surface models against monthly land surface temperature patterns using innovative performance metrics. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(10), 5430-5452.
- Manfreda, S., Caylor, K.K. 2013. On The Vulnerability of Water Limited Ecosystems to Climate Change, *Water*, 5(2), 819-833
- Pasquato, M., Medici, M., Friend A.D., Francés, F. 2015. Comparing two approaches for parsimonious vegetation modelling in semiarid regions using satellite data. *Ecohydrology*, 8(6), 1024-1036. <https://doi.org/10.1002/eco.1559>
- Rodríguez-Iturbe, I., Porporato, A., Laio, F., Ridolfi, L. 2001. Plants in water-controlled ecosystems: active role in hydrologic processes and response to water stress. I. Scope and general outline. *Advances in Water Resources*, 24, 695-705.
- Ruiz-Pérez G., González-Sanchis M., Del Campo AD., Francés F. 2016. Can a parsimonious model implemented with satellite data be used for modelling the vegetation dynamics and water cycle in water-controlled environments? *Ecological modelling*, 324, 45-53.
- Ruiz-Pérez G., Koch J., Manfreda S., Caylor K., Francés F. 2017. Calibration of a parsimonious distributed ecohydrological daily model in a data scarce basin using exclusively the spatio-temporal variation of NDVI, pendiente de publicar en *Hydrology and Earth Systems Science*.

Objetivos y primeros resultados del proyecto SENSAGRI (Sentinels Synergy for Agriculture)

Ruiz-Verdú, A., Delegido, J., Verrelst, J., Tenjo, C., Pasqualotto, N., Moreno, J.

Laboratorio de Procesado de Imágenes, Universitat de València. C/ Catedrático José Beltrán, 2. 46980 Paterna,
Antonio.Ruiz@uv.es

Resumen: El proyecto *Sentinels Synergy for Agriculture* (SENSAGRI) del programa europeo Horizonte 2020, se está desarrollando por tres grupos de investigación y tres institutos tecnológicos de cuatro países europeos, especialistas en teledetección y agronomía. El objetivo principal de SENSAGRI es el desarrollo de prototipos de nuevos servicios agrícolas para el programa *Copernicus* de la Unión Europea, basados en la sinergia entre Sentinel-1 y Sentinel-2. SENSAGRI persigue aprovechar el enorme potencial de la información conjunta de radar, visible y NIR que proporcionan ambas misiones, junto a su alta resolución espacial (10 y 20 m), temporal y radiométrica. El proyecto, que comenzó en noviembre de 2016, pretende desarrollar y validar tres prototipos para el componente Pan-europeo de *Copernicus*: humedad del suelo (SSM); Índice de Área Foliar (LAI) y mapas estacionales de cultivos. A partir de ellos se desarrollarán pruebas de concepto de otros cuatro servicios avanzados: mapas binarios de zonas regadas y labradas; clasificaciones avanzadas de cultivos y estimación de rendimiento de cosechas. Para la calibración y validación de los servicios propuestos se llevarán a cabo campañas específicas en cuatro áreas experimentales en Europa (en España, Francia, Italia y Polonia), así como en África (Marruecos y Sudáfrica) y Sudamérica (Argentina). El grupo LEO (*Laboratory for Earth Observation*) de la Universitat de València coordina el proyecto y es el responsable de su gestión, explotación y divulgación. Es responsable también del desarrollo y validación del prototipo para LAI, que incluye LAI verde y marrón, y participa además en la preparación y ejecución de las campañas de campo. En el presente trabajo se presenta una descripción del proyecto, su metodología y objetivos, así como los resultados de la calibración y validación de la primera versión del prototipo para LAI verde y marrón.

Palabras clave: SENSAGRI, Copernicus, Sentinels, servicios agricultura.

Objectives and first results of the SENSAGRI (Sentinels Synergy for Agriculture) project

Abstract: *Sentinels Synergy for Agriculture (SENSAGRI) is a recently started European Horizon 2020 project that is executed by a consortium consisting of three research centers and three technological institutes of four European countries, specialized in remote sensing and agronomy. The main objective of SENSAGRI is the development of new prototype agricultural services for the European Union Copernicus programme, based on the synergy of Sentinel-1 and Sentinel-2 data. SENSAGRI aims at exploiting the enormous potential of the combined use of the radar, visible and NIR information of both missions, at a high spatial (10 and 20 m), temporal and radiometric resolution. The project, which started on November 2016, intends to develop and validate three prototypes for the Pan-European component of Copernicus: Soil Surface Moisture (SSM); Leaf Area Index (LAI) and seasonal crop maps. Four additional proof-of-concept services will be developed from these three prototypes: Tillage and irrigation binary maps; advanced crop classification and crop yield estimation. Regarding the calibration and validation of the proposed services, several validation campaigns will be conducted in four experimental test sites in Europe (Spain, Italy, France and Poland), as well as in Africa (Morocco and South Africa) and South America (Argentina). The Laboratory for Earth Observation (LEO) of the University of Valencia, coordinates the SENSAGRI project and is responsible for management, exploitation and dissemination. LEO is also responsible for the development and validation of the LAI prototype, including green and brown LAI, and participates in the preparation and execution of the field campaigns. In this work, we present the project description, its methodology and objectives, as well as first results of the calibration and validation of the prototype version of the LAI green/brown product.*

Keywords: SENSAGRI, Copernicus, Sentinels, agricultural services.

1. INTRODUCCIÓN

El programa europeo de Observación de la Tierra *Copernicus* (EU 377/2014), supone una gran inversión (6,7 billones de euros hasta 2020), que la Comisión Europea quiere que se traduzca en servicios que sean realmente utilizados por una amplia comunidad de usuarios. El objetivo principal es que el retorno de

Copernicus multiplique por 4 esa inversión hasta 2030, a través de la creación de valor y de empleo en los Estados Miembros de la Unión Europea (UE). Con el lanzamiento de los primeros satélites de las misiones Sentinel-1 (S1), Sentinel-2 (S2) y Sentinel-3 (S3), la disponibilidad de una ingente cantidad de datos, distribuidos de forma libre y gratuita, es ya una realidad. Pero para que esos datos

lleguen a la sociedad es necesario desarrollar servicios y productos, de alto valor añadido, que respondan a las necesidades de los usuarios. La lista de los servicios disponibles en *Copernicus* (<http://copernicus.eu>), es actualmente muy limitada y solo explota una pequeña parte del potencial que ofrece el uso combinado de S1, S2 y S3. La Comisión Europea quiere que se desarrollen servicios en las diferentes áreas temáticas de *Copernicus* y para ello ha puesto en marcha diferentes convocatorias dentro del programa Horizonte 2020 (H2020) (<http://www.esohorizonte2020.es/>).

Dentro del Programa de Trabajo 2016-2017 de H2020, en la convocatoria de Observación de la Tierra se publicó a finales de 2015 una Acción de Investigación e Innovación (RIA) titulada “Evolución de servicios Copernicus”, que tenía como objeto el desarrollo de nuevos prototipos pre-operacionales que explotaran las capacidades del uso sinérgico de los Sentinel. La Universitat de València (UVEG) a través de su Laboratorio de Observación de la Tierra (LEO), perteneciente al *Image Processing Laboratory* (IPL), decidió presentarse a esta convocatoria, encabezando un consorcio compuesto por 6 institutos de investigación y centros tecnológicos de varios países europeos, que proponía el desarrollo de nuevos prototipos de servicios de *Copernicus* en agricultura.

La propuesta, titulada Sentinels Synergy for Agriculture (SENSAGRI), se presentó en marzo de 2016 y pasó a la fase de negociación del acuerdo de subvención (*Grant Agreement*) en julio de 2016. El proyecto comenzó oficialmente en noviembre de 2016. En la presente comunicación se resumen los objetivos y organización del proyecto SENSAGRI y los primeros resultados en las tareas llevadas a cabo por la Universitat de València.

2. PROYECTO SENSAGRI H2020

2.1. Composición del consorcio

El consorcio (Tabla 1) está coordinado por la Universitat de València (grupo LEO).

Tabla 1. Composición del consorcio SENSAGRI.

Participante	País
Universitat de València (UVEG)	ES
Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Studi sui Sistemi Intelligenti per l'Automazione (ISSIA)	IT
Université Paul Sabatier Toulouse III – Centre d'Etudes Spatiales de la BIOsphère (UPS-CESBIO)	FR
Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Analisi dell'Economia Agraria (CREA)	IT
Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL)	ES
National Research Institute - Institute of Plant Protection (IPP)	PL

2.2. Objetivos de SENSAGRI

Los principales objetivos de SENSAGRI (www.sensagri.eu) son:

- Desarrollar nuevas aplicaciones para el sector agrícola europeo, combinando datos de los satélites del programa *Copernicus*, Sentinel-1 (radar), Sentinel-2 (óptico) y datos *in-situ*.
- Desarrollar prototipos de servicios *Copernicus* para humedad del suelo (SSM), índice de área foliar (LAI) y mapas de cultivos estacionales, y usar esos prototipos para implementar servicios agrícolas avanzados (“prueba de concepto”).
- Validar los servicios y establecer casos de demostración en áreas test, para mostrar el potencial de éstos como futuros servicios *Copernicus*.
- Interaccionar con *Copernicus* y con el sector agrícola para dar a conocer y enfocar adecuadamente los servicios propuestos

2.3. Metodología

Las metodologías propuestas para el desarrollo de los prototipos y los productos avanzados se basan fundamentalmente en la sinergia entre S1 y S2. Aprovechan el ancho de escena (290 km) y la resolución espacial (10-20 m) de ambos sensores para la obtención de mapas de cultivo a escala de parcela para grandes áreas. La combinación de información óptica y radar y el análisis multitemporal permiten mejorar la exactitud de las clasificaciones mediante el uso de curvas temporales, que reducen la necesidad de datos *in situ* para el entrenamiento.

Las metodologías propuestas para los diferentes servicios se basan en desarrollos previos realizados por los grupos que participan en el proyecto, lo que hace más probable que se alcance el *Technology Readiness Level* (TRL) requerido en la convocatoria (TRL=6 para los prototipos y TRL=3 para las pruebas de concepto). Las tablas 2 y 3 resumen las aproximaciones propuestas para los prototipos y los servicios avanzados (pruebas de concepto), respectivamente:

Tabla 2. Prototipos propuestos en SENSAGRI.

Prototipo	Metodología
Humedad del suelo (SSM)	Basado en el algoritmo SMOSAR (Balzano <i>et al.</i> , 2013), del CNR-ISSIA (Italia). Desarrollado para S1, incorporará series temporales de S2 para la máscara de clasificación de suelo/vegetación.
LAI verde y marrón	Basado en el algoritmo de Delegido <i>et al.</i> , 2015, en la toolbox ARTMO (Verrelst <i>et al.</i> , 2015a), en bases de datos de campañas previas y en simulaciones de modelos de transferencia radiativa (RTM).
Mapas estacionales de cultivos	Basados en el servicio implementado en el proyecto Sen2-Agri, en que se desarrollaron y validaron algoritmos (Valero <i>et al.</i> , 2016) para derivar, operacionalmente, productos de seguimiento de cultivos para diversos sistemas agrícolas a escala mundial.

Tabla 3. Servicios avanzados propuestos en SENSAGRI.

Prueba de concepto	Metodología
Biomasa y producción	Basados en el uso del modelo semi-empírico de cultivos SAFYE-CO ₂ (Velo <i>et al.</i> , 2014) y datos S1 y S2.
Máscara de áreas regadas	Máscaras derivadas del prototipo SSM (SMOSAR), mediante el uso de un umbral adaptativo para detectar campos con valores de humedad superiores a la media local.
Máscara de áreas labradas	Mapas de cambios en la rugosidad obtenidos como producto complementario de SSM (SMOSAR), basados en el desacoplamiento espacio/temporal de los efectos de rugosidad y humedad en la señal S1.
Clasificación avanzada de cultivos	Mapas detallados de cultivos y usos de suelo basados en la metodología operacional desarrollada por el ITACyL (Nafría <i>et al.</i> , 2017), actualizada con el uso sinérgico de S1 y S2.

Los prototipos y servicios avanzados propuestos en SENSAGRI serán validados dentro del proyecto, que tiene una duración de 3 años, para lo cual se llevarán a cabo campañas de validación en 4 sitios de la Unión Europea (Castilla y León en España, Auradé-Lamasqère en Francia, Apulia en Italia y Winna Góra en Polonia), representativos de la variabilidad de sistemas agrícolas europeos, más tres sitios adicionales en Argentina, Sudáfrica y Ucrania.

El proyecto presta una especial atención a la explotación y divulgación de los resultados y propone una interacción permanente, tanto con usuarios del sector agroindustrial como con los representantes de las entidades encargadas de la implementación de *Copernicus (Entrusted Entities)* en el área temática *Land* a escala pan-europea (*Agencia Europea del Medioambiente y Joint Research Centre – ISpra*). Para la interacción con los usuarios plantea la constitución de un *Living-Lab* en el sitio de validación en Francia y la organización de talleres temáticos en el resto de sitios de validación de la UE incluidos en el proyecto.

3. PRIMEROS RESULTADOS

Se resumen a continuación únicamente los primeros resultados obtenidos dentro de las tareas científicas llevadas a cabo por la Universitat de València, responsable del desarrollo del prototipo para el Índice de Área Foliar (*Leaf Area Index, LAI*) verde y marrón. Durante los primeros 6 meses del proyecto se ha preparado el ATBD del algoritmo empírico utilizado, que se basa en el uso de métodos de aprendizaje máquina con procesos gaussianos (Verrelst *et al.*, 2015b). Para la calibración y validación del algoritmo se ha utilizado una base de datos de LAI medidos con un analizador digital LiCor LAI-2000 en la campaña SPARC (Delegido *et al.*, 2011). La segunda versión del algoritmo estará basada en los datos obtenidos en las campañas de campo de SENSAGRI. La

validación se ha llevado a cabo, utilizando el software ARTMO, siguiendo un método de validación cruzada (Snee, 1977) con $k=10$. El método de los procesos gaussianos produce, además del valor medio de la variable obtenida, una estimación de su incertidumbre. Los mapas de error permiten enmascarar valores de LAI por encima de un umbral dado (Figura 1).

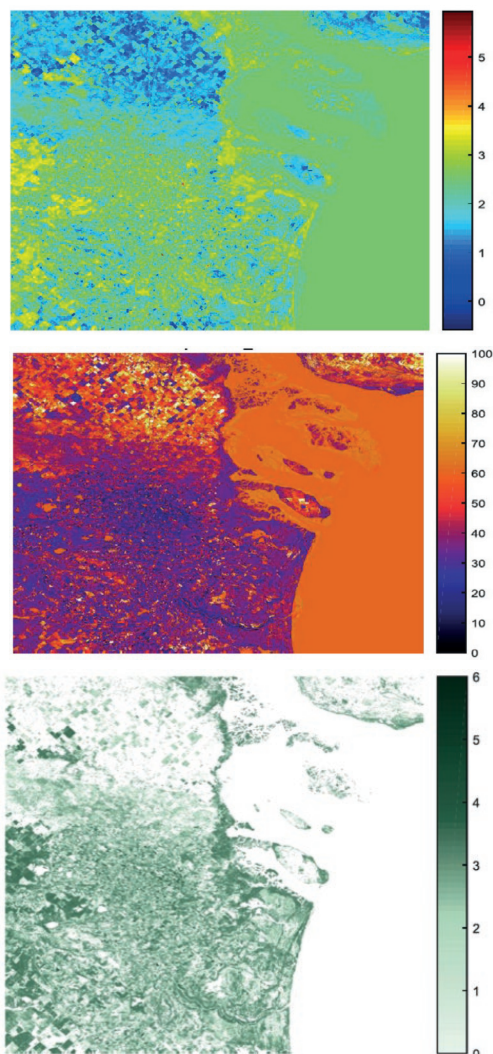


Figura 1. Media de LAI verde (arriba), error relativo en % (centro) y mapa de LAI resultante aplicando un umbral del 40% de error.

La metodología se ha aplicado en imágenes S2, corregidas atmosféricamente con el software Sen2Cor, en algunos de los sitios de validación del proyecto (en la Figura 1, el área de Río Colorado, Argentina). Gracias a las bandas del SWIR de S2 (centradas en 1610 y 2190 nm) es posible adaptar estas imágenes el algoritmo

propuesto por Delegido et al, 2015, para la estimación del LAI marrón (*brown LAI*). Esta variable informa de la biomasa de la vegetación seca y proporciona información adicional, muy valiosa, a la del LAI de la vegetación verde (*green LAI*).

Aplicando el algoritmo de LAI marrón y enmascarando los valores con errores relativos superiores al 40%, se han obtenido mapas análogos a los de la Figura 1. Fusionando ambos mapas se pueden obtener mapas compuestos, como el mostrado en la Figura 2.

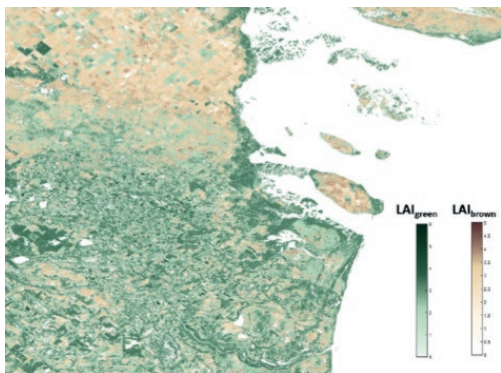


Figura 2. Mapa compuesto de LAI verde y marrón.

4. CONCLUSIONES

El proyecto SENSAGRI (H2020) propone el desarrollo y validación de prototipos para servicios agrícolas, basados en la sinergia de S1 y S2. El objetivo final es lograr que esos prototipos sean operativos y estén disponibles, antes del final del proyecto (2019) para su incorporación como servicios *Copernicus*, a escala pan-europea.

Dentro de las actividades desarrolladas por la Universitat de València en SENSAGRI, se ha obtenido una primera versión del algoritmo de LAI verde y marrón, que se ha aplicado a imágenes S2 de áreas agrícolas, con resultados prometedores, aunque todavía muy preliminares.

5. AGRADECIMIENTOS

Este proyecto está financiado por el programa de investigación e innovación de la Unión Europea Horizonte 2020, bajo el acuerdo de subvención número 730074.

(The research leading to these results has received funding from the European Union's Horizon 2020 Research and Innovation Programme, under Grant Agreement no 730074).

6. BIBLIOGRAFÍA

Balenzano, A., Satalino, G., Lovergine, F., Rinaldi, M., Iacobellis, V., Mastronardi, N., Mattia, F. 2013. On the use of temporal series of L-and X-band SAR data for soil moisture retrieval. Capitanata plain case study. *European Journal of Remote Sensing*, 46(1), 721-737.

Delegido, J., Verrelst, J., Alonso, L., Moreno, J. 2011. Evaluation of Sentinel-2 red-edge bands for empirical estimation of Green LAI and chlorophyll content. *Sensors*, 11, 7063-7081.

Delegido, J., Verrelst, J., Rivera, J.P., Ruiz-Verdú, A., Moreno, J. 2015. Brown and green LAI mapping through spectral indices. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 35, 350-358. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243414002244>.

Naffría, D.A., del Blanco, V., Bengoa, J.L. 2017. Castile and Leon Crops and Natural Land Map, *Worldcover 2017 Conference*. 14-16 March 2017. ESA-ESRIN, Frascati (Roma), Italia.

Snee, R. 1977. Validation of regression models: Methods and examples. *Technometrics*, 19(4), 415-428.

Valero, S., Morin, D., Inglada, J., Sepulcre, G., Arias, M., Hagolle, O., Dedieu, G., Bontemps, S., Defourny, P., Koetz, B. 2016. Production of a Dynamic Cropland Mask by Processing Remote Sensing Image Series at High Temporal and Spatial Resolutions. *Remote Sensing*, 8(1),55. <http://www.mdpi.com/2072-4292/8/1/55>.

Veloso, A. 2014. *Regional estimates of the production, fluxes and budgets of carbon and water for winter wheat by using high resolution remote sensing data combined with a crop model: Application to southwest France*. PhD Thesis. Université Toulouse III- Paul Sabatier, Toulouse - France.

Verrelst, J., Camps-Valls, G., Muñoz-Mari, J., Rivera, J.P., Veroustraete, F., Clevers, J.G.P.W., Moreno, J. 2015a. Optical remote sensing and the retrieval of terrestrial vegetation bio-geophysical properties - A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 108, 273-290. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271615001422>.

Verrelst, J., Rivera, J.P., Veroustraete, F., Muñoz-Mari, J., Clevers, J.G.P.W., Camps-Valls, G., Moreno, J. 2015b. Experimental Sentinel-2 LAI estimation using parametric, non-parametric and physical retrieval methods - A comparison. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 108, 260-272. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271615001239>.

Estimación del contenido en agua de la cubierta vegetal de diversos cultivos mediante dos nuevos índices hiperespectrales: *Water Absorption Area Index* y *Depth Water Index*

Pasqualotto, N., Delegido, J., Van Wittenberghe, S., Verrelst, J., Moreno, J.

Laboratorio de Procesado de Imágenes, Universitat de València. C/ Catedrático José Beltrán, 2. 46980 Paterna, Valencia
{M.Nieve.Pasqualotto, Jesus.Delegido, Shari.Wittenberghe, Jochem.Verrelst, Jose.Moreno}@uv.es

Resumen: En las últimas décadas se han desarrollado índices de vegetación para la estimación del contenido en agua de la cubierta de los cultivos, indicador fundamental de su estado fisiológico, siendo, en su mayoría, solo aplicables a un tipo de cultivo. El objetivo de este trabajo es definir nuevos índices aplicables a diversos cultivos que permita obtener mapas de contenido en agua de la cubierta vegetal a grandes escalas. Para ello y con el fin de identificar las bandas con las que se obtiene un mejor R^2 para la estimación de contenido en agua, se ha realizado un análisis estadístico de los diferentes índices establecidos por la bibliografía, a partir de la base de datos *SPECTRA BARrax Campaign* (SPARC2003), compuesta por datos de contenido en agua y otros parámetros biofísicos de 6 cultivos (alfalfa, maíz, patata, remolacha, ajo y cebolla) con sus respectivos espectros de reflectividad obtenidos con el sensor aerotransportado HyMap, que cuenta con 125 bandas entre 450 y 2500 nm y una resolución espacial de 5 m. Por otra parte, se han definido dos nuevos índices espectrales a partir de modelizaciones obtenidas con PROSAIL (Jacquemoud *et al.*, 2009), observando que con contenidos de agua nulos el espectro tiene forma de recta entre 800 y 1200 nm, y que la pendiente de esta recta depende tan solo de la reflectividad a 800 nm. Con ello, se ha definido el *Water Absorption Area Index* (WAAI) como el área comprendida entre esta recta y el espectro entre 911 y 1271 nm. Y, además, el *Depth Water Index* (DWI), un índice más sencillo aplicable a aquellos sensores con menor resolución espectral, basado en la estimación de las profundidades espectrales producidas por la absorción del agua en 970 y 1200 nm. Estos algoritmos mejoran los resultados aportados por los principales índices utilizados por la bibliografía, siendo aplicables a zonas heterogéneas, con R^2 en torno a 0,80 con ajustes exponenciales.

Palabras clave: HyMap, Hiperespectral, Contenido en agua, Cubierta vegetal, Índices de vegetación.

Estimating Crop Canopy Water Content from Hyperspectral Remote Sensing Data

Abstract: *Over the last several decades, diverse vegetation indices have been developed for crop canopy water content estimation, a fundamental indicator of crop's physiological state. The limitation is most of indices are defined for specific crop types and areas. The aim of this study is to define new indices valid for a wide variety of crop types, that allow to obtain canopy water content maps at large scales. For that purpose and in order to identify the bands with which a better R^2 is obtained for water content estimation, a statistical analysis of the commonly used water content indices was carried out, based on the experimental SPECTRA BARrax Campaign (SPARC2003) field database, which consists of field data including water content and other biophysical parameters collected for 6 different crops (lucerne, corn, potato, sugar beet, garlic and onion) and associated reflectance spectra acquired by the HyMap airborne sensor, which was configured by 125 spectral bands between 450 nm and 2500 nm and a spatial resolution of 5 m. On the other hand, two new spectral indices have been defined from PROSAIL (Jacquemoud *et al.*, 2009) modelling, observing that with null water contents, the spectrum has a line shape between 800 and 1200 nm, and the slope of this line depends only on the reflectance at 800 nm. Therewith, Water Absorption Area Index (WAAI) has been defined as the area between this line and the spectrum between 911 and 1271 nm. In addition, it is proposed the Depth Water Index (DWI), which is a simple index, applicable to those sensors with lower spectral resolution, based on the spectral depths estimation produced by the water absorption at 970 and 1200 nm. These algorithms outperform commonly used indices in predicting canopy water content, being applicable to heterogeneous zones, with R^2 around 0.80 with exponential adjustments.*

Keywords: HyMap, Hyperspectral, Canopy water content, Vegetation indices.

1. INTRODUCCIÓN

Muchos parámetros biofísicos son buenos indicadores del estado de la vegetación, entre ellos la estimación del contenido en agua de la cubierta (*Canopy Water Content* – CWC). Este parámetro es importante para determinar el estado fisiológico de la planta y, por tanto, el estrés hídrico, el cual no solo produce impactos medioambientales tales como un incremento del riesgo de incendio, sino también efectos sociales y económicos negativos como una

disminución en la producción (Chuvieco *et al.*, 2004). El contenido en agua de la vegetación generalmente se mide mediante la diferencia de peso entre las hojas recién recolectadas y su peso tras pasar por una desecadora. Pero este método requiere mucho tiempo y un intenso trabajo, por lo que es necesaria una metodología de estimación alternativa. Uno de los posibles métodos es el uso de la teledetección, pues permite detectar los cambios producidos por el CWC en la reflectividad. El agua

absorbe a lo largo de todo el espectro, principalmente en el NIR (*near-infrared*) y en el SWIR (*short-wave infrared*), donde presenta máximos de absorción a 970, 1200, 1450, 1940 y 2500 nm (Carter, 1991).

La estimación de los parámetros biofísicos de la vegetación a través de la teledetección se puede realizar mediante índices de vegetación, los cuales relacionan la variable biofísica de interés con una formulación aritmética de bandas. El potencial de estos índices es principalmente su sencillez, rapidez y su bajo coste computacional. Diversos autores han propuesto índices para la estimación del contenido en agua, utilizando de manera general una banda insensible al contenido en agua (p. ej. 820 y 900 nm) y una banda susceptible a los cambios en esta variable (p. ej. 970 y 1.600 nm). Por un lado, se han definido índices para el cálculo del contenido en agua en la hoja (Datt, 1999; Hunt *et al.*, 1987; Pu *et al.*, 2003) mientras otros autores (Hardisky *et al.*, 1983; Rollin y Milton, 1998; Wang y Qu, 2007) han establecido índices para el cálculo del contenido en agua de la cubierta. Junto a los índices de vegetación, diversos estudios han demostrado la importancia de los modelos de transferencia radiativa (RTM) en la estimación de variables biofísicas. Existen modelos de transferencia para hoja como PROSPECT (Jacquemoud y Baret, 1990). Para cubierta como SAIL (Verhoef, 1984), y una combinación de ambos como PROSAIL (Jacquemoud *et al.*, 2009). La inversión de estos modelos proporciona una estimación de la variable biofísica de interés.

El objetivo principal de este estudio es el desarrollo de una metodología, basada en índices de vegetación, capaz de estimar el CWC en áreas heterogéneas con diversidad de cultivos, a través del análisis de la respuesta hiperespectral obtenida por teledetección.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En una amplia base de datos con información de varios tipos de cultivos y sus correspondientes espectros hiperespectrales, se han aplicado una gran diversidad de índices para detectar las bandas con las que se obtiene una mayor correlación para la estimación del CWC. Por otro lado, se ha analizado el comportamiento espectral que produce el contenido en agua en diferentes cultivos tanto con espectros reales como modelizados, con el fin de establecer las bases para definir dos nuevos índices con sentido físico, pero también con buenos estadísticos.

2.1. Base de datos experimental

La base de datos utilizada en este estudio procede de la campaña SPARC03 (Delegido *et al.*, 2013). Esta campaña se llevó a cabo entre el 12 y 14 de Julio (2003) en Barrax, La Mancha (coordenadas 39°3' N, 2°6' W, 700 m altitud, Datum ETRS89). La base de datos está compuesta específicamente por 100 valores, cada uno de ellos correspondientes a un ESU (*Elementary Sample Units*) de 20×20 m, de CWC de alfalfa, maíz, patata, remolacha, ajo y cebolla. Cada valor de CWC se obtuvo a través del contenido en agua en la hoja, calculado mediante la diferencia de peso de tres hojas

representativas antes y después de ser secadas, y a través de los correspondientes valores de índice de área foliar, obtenidos con el instrumento LiCor LAI-2000. Junto a estos valores de CWC, la base de datos está compuesta por el espectro de reflectividad de cada ESU, obtenido con el sensor hiperespectral HyMap, el cual presenta un rango de longitud de onda entre 430 nm y 2490 nm y una resolución espacial de 5 m. La Tabla 1 muestra el número de ESUs utilizados de cada cultivo en la base de datos.

Tabla 1. Número de ESUs según cultivo utilizados en la base de datos.

Alfalfa	Maíz	Patata	Remolacha	Ajo	Cebolla	Suelos desnudos
18	14	12	22	14	10	10

2.2. Análisis de los diferentes índices genéricos

Este análisis se realizó a través de la aplicación ARTMO – *Automated Radiative Transfer Models Operator* (Rivera *et al.*, 2014). Se introdujeron, por un lado, los principales índices utilizados para estimar CWC y otros índices definidos por la comunidad científica para el cálculo de parámetros biofísicos con el fin de introducir el mayor rango de estructuras y conseguir unos resultados más robustos. De manera concreta se utilizaron índices ratio, con la estructura del NDVI y cociente de sumas y restas de tres bandas. Todos los índices se introdujeron en su forma genérica, es decir, sin definir las bandas concretas a utilizar. Junto a estos índices, se introdujo en ARTMO la base de datos basada en SPARC03, realizándose todas las posibles combinaciones de bandas y obteniendo, para cada uno de los índices, las bandas que presentan una mayor correlación (R^2) para la estimación del CWC.

2.3. Análisis del comportamiento espectral para la definición de nuevos índices

Tras la prueba de los diferentes índices, se realizaron modelizaciones con PROSAIL, con el objetivo de analizar con más detalle las modificaciones en el espectro debidas a las variaciones en contenido en agua y, sobre todo, estudiar qué forma presentaba el espectro con valores de contenido en agua nulos.

Como se ha mencionado anteriormente, el agua presenta mayor influencia en la zona del NIR y del SWIR, pero este análisis se basó tan solo en la región del NIR (750-1300 nm) debido a que en esta área del espectro la sensibilidad al contenido de agua líquida es mayor y, además, la señal producida en el SWIR está muy contaminada por la celulosa.

3. RESULTADOS

3.1. Resultado del análisis de los diferentes índices genéricos

En primer lugar, se probaron todos los índices extraídos de la bibliografía con las bandas establecidas por los autores originales, obteniendo unos resultados con un R^2 inferior a 0,6 en todos los casos. Esto puede ser debido a que esos índices están definidos para tipos de cultivo

concretos, no siendo aplicables a una gran variedad de los mismos.

Tras esta comprobación se realizaron todas las combinaciones de bandas para cada uno de los índices con el fin de detectar la mejor combinación de bandas con la que se obtuviera una mayor correlación en la estimación de CWC. Al probar todas las combinaciones se obtuvo un R^2 entre 0,8 y 0,9, es decir, una correlación muy alta, pero al analizar las bandas seleccionadas para obtener tan alta correlación se observó que no presentaba sentido desde el punto de vista físico debido a que muchas bandas utilizadas no solo estaban influenciadas por el contenido en agua sino también por otros parámetros como la clorofila y el LAI (p. ej. 738 nm y 753 nm).

3.2. Water Absorption Area Index

Tras el estudio de los espectros reales y de las modelizaciones generadas con PROSAIL, se observó que, con contenidos de agua nulos, el espectro presentaba forma de línea recta entre 800 y 1200 nm, variando la pendiente de la línea y el nivel de reflectividad tan solo con el índice de área foliar, tal y como se observa en la Figura 1, en la cual se representa el contenido en agua como el grosor de la lámina de agua en la hoja (en cm). Esta línea se tomó como referencia para definir el *Water Absorption Area Index* (WAAI), como la diferencia entre el área debajo de la línea de referencia y el área debajo de la curva de reflectividad, entre los límites 800 y 1200 nm (área sombreada en la Figura 1).

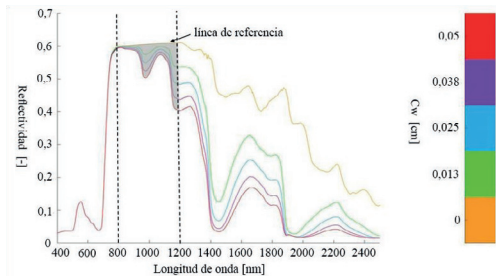


Figura 1. Espectros obtenidos con PROSAIL con diferente contenido en agua (C_w : grosor de la lámina de agua en cm), siendo la zona sombreada la representación gráfica del WAAI.

Tras la definición del índice se realizaron diferentes pruebas variando dichos límites para intentar conseguir la mayor correlación posible, obteniendo como resultado que los mejores extremos son 911 y 1271 nm. Esto puede ser debido a que a 911 nm comienza el primer pico de absorción del contenido en agua y a 1271 nm termina la máxima influencia de este parámetro.

Tras el cálculo de ambas áreas y las correspondientes simplificaciones, el WAAI presenta la siguiente forma:

$$WAAI = 180 \cdot (1,812 \cdot R_{911} + 2713,532) - \int_{911}^{1271} R(\lambda) d\lambda \quad (1)$$

Donde R es la reflectividad y λ longitud de onda (en nm).

Aplicando la Ecuación 1 a la base de datos, se obtienen los resultados que se representan en la Figura 2, en la que el R^2 obtenido es 0,8 con un ajuste exponencial (Ecuación 2). Se observa un buen comportamiento del índice debido a que los cultivos con alto contenido en agua como la remolacha y la patata presentan valores máximos de WAAI, mientras que los cultivos con menor cantidad de agua como son la alfalfa (estaba recién cortada) o el maíz (de plantación tardía ese año) presentan valores mínimos del índice.

$$CWC \text{ (g/m}^2\text{)} = 68,97 \exp(5,749 \cdot 10^{-6} \text{WAAI}) \quad (2)$$

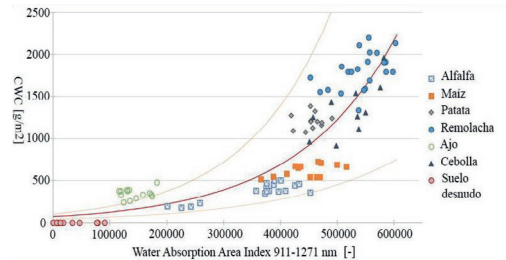


Figura 2. CWC en función del índice WAAI calculado con los límites 911 y 1.271 nm, con ajuste exponencial y un intervalo de confianza del 95 %.

3.3. Depth Water Index

El índice WAAI requiere una gran resolución espectral y la mayoría de los sensores actuales no la presentan, por lo que se propone otro índice que utiliza menos bandas y, por tanto, más aplicable a los sensores convencionales. Basándose en los máximos de absorción del agua a 970 y 1200 nm, se define el *Depth Water Index* (DWI), que consiste (ver Figura 3) en la suma de la profundidad del espectro a 970 (d_1) y a 1.200 nm (d_2), siendo esta profundidad la diferencia entre la línea base y_1 (formada entre los picos existentes en el espectro a 850 nm y 1080 nm) y la reflectividad a 970 para d_1 y 1200 nm para d_2 . Por tanto, sumando ambas profundidades, la ecuación de este índice es la siguiente:

$$DWI = 2,044 \cdot R_{1080} - 0,044 \cdot R_{850} - R_{970} - R_{1200} \quad (3)$$

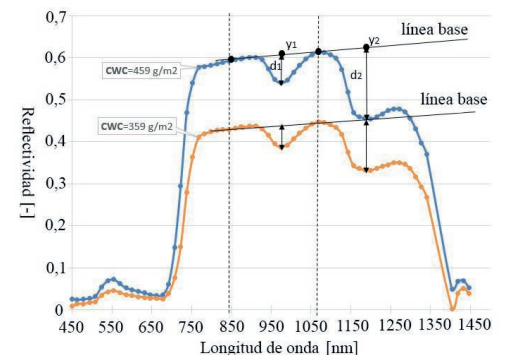


Figura 3. Representación gráfica del DWI, el cual es la suma de las profundidades a 970 y a 1200 nm, respecto a la línea base formada entre los picos a 850 y 1080 nm

Mediante este índice se obtiene un R^2 de 0,7 con un ajuste exponencial (Ecuación 4), siendo el comportamiento del índice para cada uno de los cultivos muy similar al índice de área WAAI, representado en la Figura 2.

$$CWC \text{ (g/m}^2\text{)} = 114.1 \cdot \exp(1.07 \times 10^{-3} DWI) \quad (4)$$

4. DISCUSIÓN

En este estudio se proponen dos nuevos índices de estimación de contenido en agua de la cubierta vegetal, mediante los cuales se puede estimar el CWC de zonas heterogéneas porque presenta buena correlación para una gran variedad de cultivos. A pesar de esto, estos índices presentan problemas con cultivos cuyos valores de índice de área foliar son inferiores a 2 m² hoja/m² suelo, como es el caso del ajo y la cebolla. Estos cultivos suelen presentar gran cantidad de agua en sus hojas, pero al extrapolar a la cubierta, esta cantidad de agua se subestima debido a la poca cobertura aérea que presenta, dejando al suelo un papel predominante. Una posible solución futura, es introducir en estos nuevos índices la variable cobertura del suelo (fCOVER), para no subestimar el contenido en agua en cultivos con poca cobertura aérea.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido gracias a la beca predoctoral de la Generalitat Valenciana Vali+d (nº expediente ACIF/2016/378).

6. BIBLIOGRAFÍA

Carter, G.A. 1991. Primary and secondary effects of water content on the spectral reflectance of leaves. *Am. J. Bot.*, 78, 916-924.

Chuvieco, E., Cocero, D., Riaño, D., Martín, P., Martínez-Vega, J., De La Riva, J., Pérez, F. 2004. Combining NDVI and surface temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sens. Environ.*, 92, 322-331.

Datt, B. 1999. Remote Sensing of Water Content in Eucalyptus Leaves. *Aust. J. Bot.* 47, 909-923.

Delegido, J., Verrelst, J., Meza, C.M., Rivera, J.P., Alonso, L., Moreno, J. 2013. A red-edge spectral index for remote sensing estimation of green LAI over agroecosystems. *Eur. J. Agron.*, 46, 42-52.

Hardisky, M., Klemas, V., Smart, R. 1983. The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral radiance of *Spartina alterniflora* canopies. *Photogramm. Eng. Remote Sensing*, 49, 77-83.

Hunt, E.R., Rock, B.N. 1989. Detection of changes in leaf water content using Near- and Middle-Infrared reflectances. *Remote Sens. Environ.*, 30, 43-54.

Hunt, E.R., Rock, B.N., Nobel, P.S. 1987. Measurement of leaf relative water content by infrared reflectance. *Remote Sens. Environ.*, 22, 429-435.

Jacquemoud, S., Baret, F. 1990. PROSPECT: A model of leaf optical properties spectra. *Remote Sens. Environ.*, 34, 75-91.

Jacquemoud, S., Verhoef, W., Baret, F., Bacour, C., Zarco-Tejada, P.J., Asner, G.P., François, C., Ustin, S.L. 2009. PROSPECT + SAIL models: A review of use for vegetation characterization. *Remote Sens. Environ.*, 113, S56-S66.

Peñuelas, J., Filella, I., Biel, C., Serrano, L., Savé, R. 1993. The reflectance at the 950-970 nm region as an indicator of plant water status. *Int. J. Remote Sens.*, 14(10), 1887-1905.

Pu, R., Ge, S., Kelly, N.M., Gong, P. 2003. Spectral absorption features as indicators of water status in coast live oak (*Quercus agrifolia*) leaves. *Int. J. Remote Sens.*, 24, 1799-1810.

Rivera, J., Verrelst, J., Delegido, J., Veroustraete, F., Moreno, J. 2014. On the Semi-Automatic Retrieval of Biophysical Parameters Based on Spectral Index Optimization. *Remote Sens.*, 6, 4927-4951.

Rollin, E.M., Milton, E.J. 1998. Processing of high spectral resolution reflectance data for the retrieval of canopy water content information. *Remote Sens. Environ.*, 65, 86-92.

Verhoef, W. 1984. Light scattering by leaf layers with application to canopy reflectance modeling: The SAIL model. *Remote Sens. Environ.*, 16, 125-141.

Wang, L., Qu, J. 2007. NMDI: A normalized multi-band drought index for monitoring soil and vegetation moisture with satellite remote sensing. *Geophys. Res. Lett.*, 34(20).

Influencia del equilibrio en el tamaño de muestra de entrenamiento en la clasificación de cultivos obtenida mediante Random Forests

Arantzazu Larrañaga, A.⁽¹⁾, Álvarez-Mozos, J. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Departamento de Ingeniería y Sistemas Territoriales, Tracasa, C/ Cabárceno 6, 31621-Sarriguren, España.
Alarranaga@tracasa.es

⁽²⁾ Departamento de Proyectos e Ingeniería Rural, Universidad Pública de Navarra, Arrosadia s/n, 31006-Pamplona, España.
jesus.alvarez@unavarra.es

Resumen: Los algoritmos de clasificación supervisada basados en herramientas de aprendizaje automático, como por ejemplo *Random Forests* son sensibles al desequilibrio en el tamaño de muestra de entrenamiento de las distintas clases a clasificar, tendiendo a favorecer la asignación de las clases mayoritarias y proporcionando, por tanto, una mayor tasa de asignaciones erróneas en las clases menos frecuentes. En este estudio se propone una metodología para superar esta limitación en un esquema de clasificación de cultivos utilizando *Random Forests* utilizando una técnica de ampliación muestral que crea nuevos elementos sintéticos de forma aleatoria manteniendo las estadísticas globales de cada muestra y equilibrando el tamaño muestral de las distintas clases. La técnica propuesta se aplica a un caso de clasificación de cultivos de secano mediante imágenes RADARSAT-2 de polarización múltiple comparando la clasificación obtenida con las muestras originales y las equilibradas. Los resultados obtenidos muestran que al equilibrar las muestras la fiabilidad global mejora ligeramente. Sin embargo, la fiabilidad del usuario y productor de los cultivos minoritarios (avena, veza, pastizales o barbecho) mejora de forma significativa.

Palabras clave: clasificación, *Random Forests*, cultivos minoritarios, equilibrado muestral.

Influence of training sample size balance on crop classification using Random Forests

Abstract: Supervised classification algorithms based on machine learning techniques, such as *Random Forests*, are affected by class imbalance. This issue arises when the sample size used for training differs between the classes considered, resulting normally on an over-assignment of instances to the most frequent class and a poor identification of minor classes. This study proposes a methodology to overcome this issue on a crop classification application using *Random Forests*. For doing so a sample enlarging technique is applied, which randomly creates new instances while maintaining the global statistical moments of each sample, thus resulting on a balanced sample data-set. The technique proposed is applied to a case study where rain-fed crops are classified using quad-polarization RADARSAT-2 scenes. The results obtained with imbalanced and balanced training-sets are compared, showing that classification overall accuracy slightly improved. However, the user's and producer's accuracy of minor crops (oats, vetch, grasslands or fallow) improves significantly.

Keywords: classification, *Random Forests*, minor crops, class imbalance.

1. INTRODUCCIÓN

La proporción de elementos pertenecientes a cada clase en la muestra de datos de entrenamiento juega un papel crucial en el resultado de las clasificaciones supervisadas. De modo que el desequilibrio en el tamaño muestral favorece la asignación de elementos a las clases mayoritarias y dificulta la correcta clasificación de las clases menos frecuentes. Este fenómeno resulta especialmente problemático porque a menudo las clases minoritarias representan justamente el objeto de interés del análisis (e.g., detección de zonas deforestadas en bosques, afecciones por plagas en cultivos o vertidos de hidrocarburos en el mar). En función de las características y principio de funcionamiento del clasificador utilizado este problema puede tener una trascendencia mayor o menor, siendo por ejemplo el clasificador *Random Forests* muy sensible al desequilibrio muestral.

En los últimos años se han propuesto distintas técnicas para aliviar este problema (Sun *et al.*, 2009). Lo más

sencillo consiste en sub-muestrear las clases mayoritarias o reducir su tamaño muestral al mínimo presente en el conjunto. Sin embargo esto no es viable en casos en los que las clases minoritarias tienen un tamaño realmente reducido. Otra alternativa consiste en sobre-muestrear las clases minoritarias o replicar sus instancias hasta igualar las de las clases mayoritarias. También se han propuesto modificaciones a nivel de clasificador que ponderan la asignación en función del tamaño muestral de la clase. El objetivo de este estudio es aplicar una metodología de ampliación muestral a un caso de clasificación de cultivos de secano mediante imágenes radar y valorar el beneficio del equilibrado en los resultados obtenidos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio corresponde a las áreas agrícolas que rodean la ciudad de Pamplona (Navarra). La región presenta una topografía ondulada, donde las

zonas cultivadas se sitúan en las zonas más llanas o de pendientes suaves (por debajo del 5%), y los pastizales y bosques ocupan zonas más escarpadas. Los tamaños de las parcelas son variables, pero la mayoría de ellas oscilan entre 1 y 3 ha.

Sobre esta región, se seleccionó un área de 25×25 km, donde la agricultura de secano era el principal uso de la tierra. En particular, los cereales de invierno fueron los cultivos más frecuentes. En el año estudiado (2010), el trigo representó el 55% de la superficie cultivada total, mientras que la cebada y la avena representaron el 16% y el 15%, respectivamente. Otros tipos de cultivos, que se encontraron en menor abundancia, fueron el girasol, la colza, los guisantes, la veza, los pastizales y el barbecho (Larrañaga *et al.*, 2016).

El calendario agrícola en esta zona es típico de los cultivos de invierno de secano. La mayoría de los cultivos se sembraron en octubre y se cosecharon a principios de julio, con la excepción del girasol (plantado en abril y cosechado en septiembre) y la colza (sembrada en septiembre y cosechada en julio). Los pastizales se consideran cubiertas permanentes sin fecha de siembra ni de cosecha. En su lugar, se segaban varias veces (normalmente tres) durante la temporada por lo que presentaban ser una cobertura muy heterogénea (algunos pastizales también se pastaban). Por último, los campos se dejan en barbecho aproximadamente un año cada cinco, pero el barbecho puede ser también muy heterogéneo dependiendo de las técnicas usadas para el manejo de malezas (por ejemplo, mecánica, química, etc.).

Durante el año 2010, se adquirieron una serie de escenas RADARSAT-2 sobre la zona de estudio. En base a un análisis previo, se seleccionaron las imágenes adquiridas el 12 de mayo, 5 de junio y 29 de junio, ya que representaban fechas óptimas para una separación y clasificación precisas de los cultivos. Se constató que al incluir imágenes de fechas anteriores no se obtenían mejores precisiones (Larrañaga *et al.*, 2013). Todas las escenas se adquirieron en modo *Fine Quad-Pol* y como productos *Single-Look-Complex* con un tamaño de píxel de 5,4 m en rango y 8,0 m en azimut. En todos los casos, el ángulo de incidencia promedio fue de alrededor de 30°.

Como datos auxiliares, se contó con un modelo digital de elevación (MDE) de 5 m, un archivo vectorial con los límites de las parcelas y los datos de la verdad campo, que correspondían a las inspecciones del programa EU CAP (información públicamente no disponible). La superficie total de los campos inspeccionados dentro del área de estudio fue superior a 1600 ha, lo que se corresponde a una tasa de muestreo del 5% de las parcelas declaradas. Con esta información, se generó una base de datos de 928 parcelas cuyo cultivo era conocido. El número de parcelas por clase varió proporcionalmente a la extensión de cada cultivo en la región. En consecuencia, la base de datos tenía el siguiente número de campos por clase: trigo, 476; cebada, 168; avena, 165; girasol, 24; colza, 10; guisantes, 8; veza, 26; pastizales, 17; y barbecho, 34. Una porción de esta información (2/3) se utilizó como entrenamiento

para construir el clasificador (622 parcelas), y el resto para validar la fiabilidad de los resultados (306 parcelas). Ambos conjuntos se obtuvieron al azar, manteniendo las mismas proporciones de entrenamiento/test para cada clase.

Las muestras originales utilizadas como entrenamiento, sujetas a un fuerte desequilibrio entre clases (e.g., 319 parcelas de trigo vs. 3 parcelas de guisantes), fueron equilibradas mediante un procedimiento basado en el sobre-muestreo de las clases minoritarias. Sin embargo, en lugar de simplemente remuestrear o replicar estas clases, se implementó una técnica similar a la denominada *Synthetic Minority Over-sampling Technique* (SMOTE) (Chawla *et al.*, 2002), en la que se generan elementos (parcelas) sintéticos perturbando aleatoriamente las muestras originales alrededor de la desviación típica del espacio muestral. Los elementos sintéticos generados permiten ampliar el tamaño muestral de las clases minoritarias igualándolo al de la clase más abundante (trigo), pero manteniendo los momentos estadísticos (media, varianza y asimetría) de las muestras originales.

2.1. Procesamiento de las imágenes

Se utilizó el software libre *Sentinel Application Platform* (SNAP), para ortorrectificar y calibrar las imágenes, transformándolas a unidades de coeficiente de retrodispersión (σ^0) corregido con el ángulo de incidencia local. Este valor de σ^0 , representa el ratio entre la potencia total recibida y emitida en cada polarización (HH, HV y VV). Además de esas bandas se generaron otros parámetros polarimétricos de potencial interés para la clasificación de cultivos: (1) los ratios de polarización directa y cruzada, (2) la coherencia de polarización directa (ρ_{HHVV}), que representa la correlación entre los dos canales de polarización directa, (3) la diferencia de fase entre los dos canales polarización directa (φ_{HHVV}) y (4) la entropía, alfa dominante, alfa medio y anisotropía (H, α_1 , α , A), que reúnen la información polarimétrica y la descomponen en términos de los mecanismos de retrodispersión que se producen en las cubiertas, lo que está directamente relacionado con su naturaleza (Cloude and Pottier, 1996). Los parámetros polarimétricos analizados se calcularon considerando un tamaño de ventana de 5×5. Las imágenes resultantes, se remuestrearon a 5 m y la ortorrectificación dio en todos los casos un error medio cuadrático inferior a un píxel.

El moteado o *speckle* es un fenómeno intrínseco de los sistemas SAR y normalmente se corrige filtrando la imagen. En el presente trabajo, se utilizó el filtro Gamma Map (3×3), filtro adaptativo efectivo para reducir el moteado sin suprimir reflectores discretos o elementos lineales. Se dan más detalles en Larrañaga *et al.* (2016).

2.2. Algoritmo de clasificación

El algoritmo de clasificación utilizado fue *Random Forests* (RF), (Breiman, 2001) y se ejecutó en el software de análisis estadístico R. RF es un clasificador de conjunto (*ensemble*) basado en la construcción automática de múltiples árboles de decisión, otorgándose la clasificación

final por mayoría. Las principales ventajas de esta técnica radican en que el algoritmo es independiente del número y tamaño de la muestra, el tiempo de computación requerido es breve y es flexible en cuanto a la distribución de probabilidad de los datos de entrada. RF requiere de la optimización de dos parámetros: el número de árboles considerado y el número de variables consideradas en cada nodo. Estudios previos (e.g., Waske y Braun, 2009) utilizaron el clasificador de RF para discriminar cultivos en imágenes radar, obteniendo muy buenos resultados. La clasificación se realizó de manera supervisada y a nivel de parcela utilizando las tres imágenes mencionadas anteriormente y las bandas y parámetros polarimétricos descritos (Larrañaga *et al.*, 2016).

3. RESULTADOS

3.1. Clasificación con áreas de entrenamiento originales

Utilizando las áreas de entrenamiento originales (desequilibradas) la fiabilidad global (FG) de la clasificación obtenida fue del 84% y el coeficiente kappa (κ) de 0,74. Estos resultados globales se consideran muy satisfactorios, teniendo en cuenta la similitud morfológica de varios de los cultivos estudiados (trigo, cebada, avena...) y el hecho de que prácticamente todos ellos siguieran el mismo calendario agrícola. Examinando más en detalle los resultados para cada clase (Tabla 1, Figura 1a), se puede observar una Fiabilidad del Productor (FP) del 99%

para el trigo, lo que implica que prácticamente el total de parcelas de verificación de esta clase fueron clasificadas correctamente. Sin embargo, se aprecia que varias parcelas de avena y cebada fueron también incorrectamente identificadas como trigo, reduciendo la FP de estas clases y haciendo que la Fiabilidad del Usuario (FU) del trigo fuera más reducida (79%). El resto de clases minoritarias obtuvieron resultados más modestos a excepción del girasol y la colza, que obtuvieron unos valores de FP y FU del 100% en ambos casos. Las clases guisante, veza y pastizales no se identificaron correctamente. Las parcelas de verificación de guisante se identificaron como veza y las de veza, pastizales y barbecho, en gran medida, como trigo.

3.2. Clasificación con áreas de entrenamiento equilibradas

Al equilibrar las muestras de entrenamiento los resultados globales de la clasificación mejoraron sensiblemente a valores de FG del 86% y de κ de 0,79. No obstante las principales diferencias se apreciaron al analizar los resultados cultivo a cultivo (Tabla 2, Figura 1b). En concreto se observó una menor asignación de parcelas de verificación a la clase mayoritaria (trigo), principalmente de avena y de cebada, pero también de barbecho, veza y pastizales, con lo que la FP de estas clases mejoró claramente. La FP del trigo se redujo del 99% a un 91% pero, en cambio, mejoró significativamente la FU. Los guisantes siguieron sin clasificarse correctamente.

Tabla 1. Matriz de confusión correspondiente a la clasificación realizada con las áreas de entrenamiento originales. Se muestran los valores por clase de Fiabilidad del Productor (FP) y Fiabilidad del Usuario (FU).

Clasificación	Referencia										Total	FU (%)
	Trigo	Ceb.	Av.	Gir.	Col.	Gui.	Veza	Pas.	Bar.			
Trigo	156	8	20	0	0	0	5	4	5	198	79	
Cebada	0	47	0	0	0	0	1	0	0	48	98	
Avena	1	0	35	0	0	0	0	0	0	36	97	
Girasol	0	0	0	8	0	0	0	0	0	8	100	
Colza	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	100	
Guisante	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	
Veza	0	0	0	0	0	3	2	0	0	5	40	
Pastizales	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Barbecho	0	0	0	0	0	0	0	1	6	7	86	
Total	157	56	55	8	3	3	8	5	11	306		
FP (%)	99	84	64	100	100	0	25	0	55			

Tabla 2. Matriz de confusión correspondiente a la clasificación realizada con las áreas de entrenamiento equilibradas. Se muestran los valores por clase de Fiabilidad del Productor (FP) y Fiabilidad del Usuario (FU).

Clasificación	Referencia										Total	FU (%)
	Trigo	Ceb.	Av.	Gir.	Col.	Gui.	Veza	Pas.	Bar.			
Trigo	143	2	11	0	0	0	2	1	0	159	90	
Cebada	0	51	0	0	0	0	1	0	0	52	98	
Avena	8	1	43	0	0	0	0	0	0	52	83	
Girasol	0	0	0	7	0	0	0	0	0	7	100	
Colza	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	100	
Guisante	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Veza	2	1	1	0	0	3	4	0	0	11	36	
Pastizales	1	0	0	0	0	0	0	3	2	6	50	
Barbecho	2	1	0	1	0	0	1	1	9	15	60	
Total	157	56	55	8	3	3	8	5	11	306		
FP (%)	91	91	78	88	100	0	50	60	82			

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran un mejor funcionamiento del clasificador tras equilibrar el tamaño de las muestras de entrenamiento. Se obtuvieron ligeros incrementos en la FG del 2% y en κ del 0,05. Pero las principales mejoras se dieron en la identificación de cereales minoritarios como la cebada o la avena que mejoraron su FP un 7% y un 14%, respectivamente y en cultivos como la veza, los pastizales y el barbecho, con mejoras en la FP del 25, 60 y 27%, respectivamente. Por otro lado, la identificación de parcelas de guisante, colza y de girasol no mejoró tras el equilibrado. En el primer caso hubo confusión con la veza, cultivo morfológicamente similar. Es importante resaltar el reducido tamaño de las parcelas de guisante y veza, que raramente se suelen sembrar en parcelas grandes (e.g., Figura 1). La forma y orientación de las parcelas también pueden influir en este problema. Este hecho puede influir negativamente en la fiabilidad de las observaciones RADARSAT-2, por un mayor efecto relativo del moteado y por el promediado espacial que requiere el cálculo de algunos parámetros polarimétricos.

En el caso de la colza su identificación fue perfecta tanto en un caso como en otro, debido a su morfología arbustiva identificable en polarización cruzada y parámetros polarimétricos que responden a la dispersión de volumen (Larrañaga *et al.*, 2016). El girasol se identificó también adecuadamente en ambos casos. Por último, la FP del trigo se redujo (de 99 a 91%) tras el equilibrado, pero en cambio se incrementó significativamente la FU (de 79 a 90%) por lo que se valora positivamente el efecto del equilibrado también en esta clase.

Como conclusión se indica que la realización de clasificaciones supervisadas utilizando como entrenamiento muestras de tamaño desequilibrado puede afectar negativamente a los resultados obtenidos en clasificadores como RF. Este problema afecta de manera directa a la identificación de las clases minoritarias que a menudo son incorrectamente asignadas a las clases mayoritarias. El reequilibrado de las muestras de entrenamiento se puede hacer de forma sencilla mediante la creación de elementos sintéticos en las clases minoritarias que aumenten su tamaño pero asegurando que respeten los momentos estadísticos de las muestras originales.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado parcialmente por los siguientes proyectos: SOAR-EU 6774 de la Agencia Espacial Canadiense, CGL2016-75217-R del Plan Estatal de I+D+i y PyrenEOS del programa Interreg POCTEFA (FEDER).

6. BIBLIOGRAFÍA

Breiman, L. 2001. Random Forests. *Machine Learning*, 45(1), 5-32.

Chawla, N.V., Bowyer, K.W., Hall, L.O., Kegelmeyer, W.P. 2002. SMOTE: synthetic minority over-sampling technique, *Journal of Artificial Intelligence Research*, 16, 321-357.

Cloude, S.R., Pottier, E. 1996. A review of target decomposition theorems in radar polarimetry. *IEEE Transactions Geoscience and Remote Sensing*, 34(2): 498-518.

Larrañaga, A., Alvarez-Mozos, J., Albizua, L., Peters, J. 2013. Backscattering behavior of rain-fed crops along the growing season. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 10(2): 386-390.

Larrañaga, A., Alvarez-Mozos, J. 2016. On the Added Value of Quad-Pol Data in a Multi-Temporal Crop Classification Framework Based on RADARSAT-2 Imagery. *Remote Sensing*, 8(4), 335.

Sun, Y., Wong A.C., Kamel, M.S. 2009. Classification of imbalanced data: A review, *International Journal of Pattern Recognition and A.I.*, 23(4), 687-719.

Waske, B., Braun, M. 2009. Classifier ensembles for land cover mapping using multitemporal SAR imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64(5), 450-457.

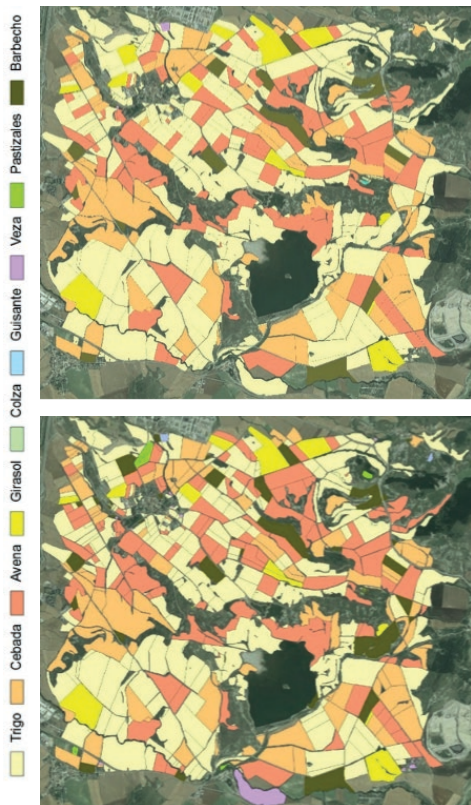


Figura 1. Clasificación obtenida para una zona de ejemplo. a) corresponde al clasificador con las muestras originales y b) con las muestras equilibradas.

Cuantificación del estrés hídrico de una parcela de melocotonero mediante la integración de CWSI con el modelo de balance de energía METRIC a partir de imágenes térmicas e hiperespectrales de alta resolución espacial

Ramírez-Cuesta, J. M. ⁽¹⁾, Zarco-Tejada, P. J. ⁽²⁾, Testi, L. ⁽²⁾, Lorite, I. ⁽³⁾ Rubio-Asensio, J. S. ⁽¹⁾, Intrigliolo, D. S. ⁽¹⁾, González-Dugo, V. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Espinardo, 30100 Murcia, España.

⁽²⁾ Instituto de Agricultura Sostenible (IAS), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Alameda del Obispo s/n, 14004 Córdoba, España.

⁽³⁾ IFAPA, Centro "Alameda del Obispo", Alameda del Obispo s/n, 14004 Córdoba, España.

Resumen: Se llevaron a cabo dos vuelos con avioneta los días 1 y 4 de agosto de 2016, en los que se obtuvieron imágenes térmicas e hiperespectrales en el visible e infrarrojo cercano para evaluar el estrés hídrico de una plantación de melocotón bajo dos condiciones hídricas (sin estrés y con estrés). Además, durante los días de vuelo se llevaron a cabo medidas de potencial hídrico de tallo a mediodía (Ψ_t) como medidas de apoyo en campo y se estimó el coeficiente de cultivo (mediante el modelo de balance de energía METRIC), y el CWSI. Para el día 1 de Agosto se obtuvieron valores medios de K_c y CWSI cercanos a 0,80 y 0,10, respectivamente, representando condiciones de nulo o muy bajo estrés hídrico (Ψ_t promedio de la parcela = -1,15 MPa) mientras que para el día 4 de agosto, cuando los árboles de la parcela tuvieron un Ψ_t de -2,13 MPa, se obtuvieron valores medios de K_c y CWSI de 0,67 y 0,50, respectivamente. Adicionalmente, se determinó la correlación existente entre el potencial hídrico medido en campo y el CWSI obteniendo una relación logarítmica con un valor de R^2 de 0,81. La evaluación de CWSI y K_c para cada uno de los días permitió analizar el desarrollo del estrés en la plantación, identificando las zonas que se estresaron más rápidamente y aquellas donde el estrés fue menor. Con esta metodología se puede llevar a cabo una sectorización de la parcela que permita un manejo del riego más eficiente.

Palabras clave: Estrés hídrico, METRIC, CWSI, hiperespectral, térmico.

Water stress quantification for a peach orchard by integrating CWSI with the METRIC energy balance model using thermal and hyperspectral images of high spatial resolution

Abstract: Two aircraft flights were carried out on August 1 and 4, 2016, in which thermal and hyperspectral images were obtained to evaluate the water stress of a peach orchard under two water status (with and without water stress). In addition, measurements of midday stem water potential (Ψ_t) were carried out during the flight days as field support measures; and the crop coefficient (by using METRIC energy balance model) and CWSI were estimated. For August 1, average values of K_c and CWSI of 0.80 and 0.10, respectively, were obtained, representing null or very low water stress conditions ($\Psi_t = -1.14$ MPa) whereas for August 4, when tree Ψ_t was -2.13 MPa, the K_c and CWSI average values were 0.67 and 0.50, respectively. In addition, the correlation between Ψ_t and the CWSI obtained by remote sensing was determined, obtaining a logarithmic relationship with an R^2 value of 0.81. The CWSI and K_c assessment for each day allowed to determine how the water stress developed in the field, identifying areas that were more sensitive to water restrictions and those where the impact of water withholding on plant water status was less important. With this methodology, the reengineering of the irrigation system can be carried out, allowing a more efficient irrigation management.

Keywords: Water stress, METRIC, CWSI, hyperspectral, thermal.

1. INTRODUCCIÓN

Un adecuado manejo del riego resulta fundamental para obtener unos buenos resultados tanto productivos como de calidad (Allen *et al.*, 1998). Es por ello que resulta necesario estimar de manera precisa las necesidades hídricas de los cultivos.

Sin embargo, existen factores externos, como el medio físico y las prácticas de manejo, que otorgan a las parcelas una variabilidad espacial, dando lugar a que el cultivo responda de una manera diferencial en las diferentes

zonas de la finca ante unas mismas técnicas de manejo (González-Dugo *et al.*, 2012).

La identificación de las distintas zonas dentro de una parcela es, pues, crucial para llevar a cabo estrategias de fertirrigación específicas para cada zona, así como para la implementación de estrategias de riego deficitario, resultando en un manejo del agua y de los nutrientes más eficiente.

Existen numerosas metodologías para la determinación del estado hídrico de los cultivos, destacando aquellas basadas en balances de energía superficial (*Mapping*

Evapotranspiration With Internalized Calibration, METRIC; Surface Energy Balance Algorithm for Land, SEBAL; etc...), balances de agua (modelos de coeficiente de cultivo único y dual de la Food Agriculture Organization, FAO56), índices de vegetación (*Normalized Difference Vegetation Index, NDVI; Soil Adjusted Vegetation Index, SAVI; etc...*), y aquellas basadas en la temperatura del cultivo o en la diferencia de temperatura entre el cultivo y el aire (*Crop Water Stress Index, CWSI; Temperature Vegetation Dryness Index, TVDI; Water Deficit Index, WDI; etc...*).

El objetivo de este trabajo es evaluar la idoneidad de dos metodologías, una basada en el modelo METRIC y la otra basada en el CWSI, para llevar a cabo la segmentación de una parcela en zonas que requieran técnicas de manejo diferencial.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los análisis se han realizado sobre un campo de melocotonero (*Prunus persica cv. Marigold*) situado en Molina de Segura, Murcia (38.11° N, 1.21° W) (Figura 1). Dichos melocotoneros tienen 4 años de edad, una altura media de 2,40 m, y presentan un marco de plantación de 3,5x5 m siendo regados con un sistema de riego por goteo. La información meteorológica fue obtenida de la estación meteorológica de la Red del Sistema de Información Agrario de Murcia (SIAM) más cercana a la finca (MO22, Molina de Segura, Murcia). En el año 2016, la temperatura media, la precipitación total y la evapotranspiración de referencia media (ET_0) fueron de 18.2°C, 449 y 1373 mm, respectivamente.

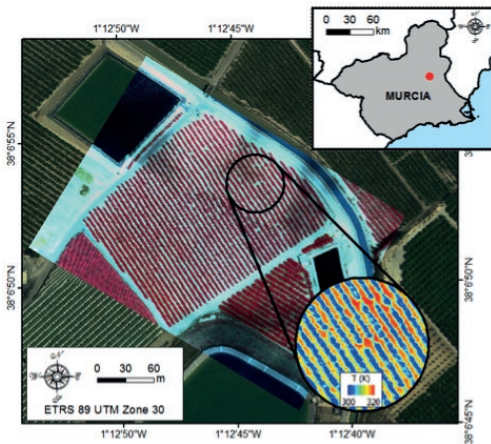


Figura 1. Localización espacial de la parcela de melocotonero objeto de estudio (composición en falso color NIR/R/G).

2.1. Medidas del estado hídrico del cultivo

El potencial hídrico de tallo (Ψ_s) se midió a medio día (entre las 12:30 y las 14:00 h GMT) los días en los que se realizaron los vuelos, con una cámara de presión (Soil

Moisture Equip. Corp. Mod. 5100A, Santa Barbara, CA, USA).

Las medidas se llevaron a cabo en 245 árboles repartidos uniformemente en toda la parcela. Las hojas se cubrieron con bolas de plástico recubiertas de aluminio durante al menos 2 horas antes de realizar las medidas.

2.2. Campañas de vuelo

Se llevaron a cabo dos campañas de vuelo los días 1 (DOY 214) y 4 (DOY 217) de agosto de 2016 por el Laboratorio de Métodos Cuantitativos de Teledetección (QuantaLab, IAS-CSIC, Córdoba) empleando un sensor térmico (FLIR SC655, FLIR Systems, Wilsonville, OR, USA) y una cámara hiperespectral (Micro-Hyperspec VNIR model, Headwall Photonics, MA, USA) a bordo de una avioneta Cessna C172S EC-JYN. La altura de vuelo fue de 200 m y la resolución de las imágenes fue de 25 cm. El post-procesado de las imágenes térmicas adquiridas se llevó a cabo según la metodología descrita por Berni *et al.* (2009b).

Cada una de estas dos campañas se realizó en momentos representando condiciones hídricas distintas. Mientras que en el DOY 214 la finca se encontraba bien regada, en el DOY 217 dichos árboles no habían sido regados los 3 días anteriores, favoreciendo una condición de estrés hídrico en los mismos. En ambas fechas el estado fenológico de los melocotoneros era de post-cosecha.

2.3. Modelo de balance de energía METRIC

El modelo de balance de energía METRIC (Allen *et al.*, 2007) se empleó para determinar la evapotranspiración (ET_c) y coeficiente de cultivo (K_c) de los melocotoneros durante los DOY 214 y 217.

En este modelo, la ET_c instantánea se determina a partir del flujo de calor latente (LE), calculándose como residuo de la ecuación de balance de energía tal y como se indica en la Ecuación 1

$$LE = R_n - G - H \quad (1)$$

donde R_n representa la radiación neta ($W m^{-2}$), G es el flujo de calor en el suelo ($W m^{-2}$) y H es el flujo de calor sensible ($W m^{-2}$).

El término R_n es determinado a partir del balance de sus diferentes componentes representado en la Ecuación 2

$$R_n = (1 - \alpha) R_{s_i} + R_{L_i} - R_{L_e} - (1 - \epsilon_0) R_{L_s} \quad (2)$$

siendo α el albedo superficial; R_{s_i} la radiación de onda corta incidente ($W m^{-2}$); R_{L_i} y R_{L_e} la radiación de onda larga incidente y ascendente ($W m^{-2}$), respectivamente; y ϵ_0 la emisividad de la superficie.

El flujo de calor en el suelo, G , es calculado empleando la ecuación empírica (Ecuaciones 3a y 3b) definida por Tasumi *et al.* (2003)

$$G = (0,05 + 0,18e^{-0,5211LAI}) R_n \quad (LAI \geq 0,5) \quad (3a)$$

$$G = 1,80(T_s - 273,15) + 0,084R_n \quad (LAI > 0,5) \quad (3b)$$

donde LAI es el índice de área foliar; y T_s es la temperatura de la superficie (K).

Para el cálculo de H, METRIC hace uso de una ecuación aerodinámica (Ecuación 4), basada en el gradiente de temperatura para el transporte de calor

$$H = \frac{\rho C_p dT}{r_{ah}} \quad (4)$$

siendo ρ la densidad del aire (kg m^{-3}), C_p el calor específico del aire ($1004 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$), dT la diferencia de temperatura ($T_1 - T_2$) entre dos alturas (z_1 y z_2); y r_{ah} la resistencia aerodinámica al transporte de calor (s m^{-1}). El gradiente de temperatura (dT) se calculó para cada píxel de la imagen asumiendo una relación lineal entre dT y la temperatura superficial (T_s), definida por dos píxeles (píxel frío y píxel cálido) donde el valor de H puede ser estimado de una manera muy fiable. La resistencia aerodinámica (r_{ah}) se determinó mediante un proceso iterativo para tener en consideración la estabilidad atmosférica utilizando el parámetro de longitud de Monin-Obukhov según la ecuación 5

$$r_{ah} = \frac{\ln \frac{z_2}{z_1}}{u^* k} \quad (5)$$

siendo u^* la velocidad de fricción (m s^{-1}) y k la constante de von Karman (0,41).

Finalmente, el valor de ET instantánea (ET_{inst} ; mm h^{-1}) es determinado a partir del flujo de calor latente derivado de la ecuación 1, según la ecuación 6

$$ET_{inst} = \frac{3600LE}{\lambda} \quad (6)$$

donde λ es el calor latente de vaporización (J kg^{-1}).

A partir de esta ET instantánea, METRIC computa el valor diario de ET (ET_{24} ; mm) según la Ecuación 7, asumiendo que el coeficiente de cultivo instantáneo es constante a lo largo del día

$$ET_{24} = ET_{o,24} K_c \quad (7)$$

Siendo $ET_{o,24}$ la evapotranspiración de referencia acumulada durante las 24 horas de día de la imagen (mm).

2.4. Índice de estrés hídrico del cultivo (CWSI)

El CWSI se desarrolló en los años 80 (Idso *et al.*, 1978; Jackson *et al.*, 1981) con el objetivo de normalizar el valor de T_c por las condiciones atmosféricas. Dado que este estudio comprende medidas en varios días, es esencial realizar dicha normalización, con el objetivo de comparar los valores entre ambas fechas. El CWSI se define de acuerdo a la ecuación 8.

$$CWSI = \frac{(T_c - T_a) - (T_c - T_a)_{LL}}{(T_c - T_a)_{UL} - (T_c - T_a)_{LL}} \quad (8)$$

Donde $T_c - T_a$ se corresponde con el valor de la diferencia entre la temperatura del cultivo (T_c) y la del aire (T_a). El límite inferior (LL) se define como el valor de $T_c - T_a$ de un cultivo cuya transpiración es igual a la potencial. El límite superior (UL) se define como el valor de $T_c - T_a$ de un cultivo cuya transpiración es igual a 0. De este modo, para un valor determinado de T_c , el CWSI oscilará entre 0 y 1, siendo 0 el valor de un cultivo con unas condiciones hídricas óptimas y 1 el valor de un cultivo en las

condiciones máximas de estrés. Para este estudio, el límite mínimo se definió a partir de la línea base desarrollada por Berni *et al.* (2009; $T_c - T_a = -1,57 \cdot DPV + 3,15$). El límite superior se determinó a partir de la metodología desarrollada por Idso *et al.* (1981). El CWSI se determinó únicamente para los píxeles de vegetación puros, es decir, sin contaminación por suelo desnudo. Posteriormente se procedió a interpolar estos valores al resto de la parcela para facilitar la visualización de las diferentes zonas obtenidas.

3. RESULTADOS

3.1. Potencial hídrico en tallo

El valor medio Ψ_t obtenido el DOY 214 cuando los árboles se encontraban bien regados fue de $-1,14 \pm 0,02$ MPa. Sin embargo, este valor medio de Ψ_t alcanzó los $-2,13 \pm 0,03$ MPa el DOY 217, cuando los árboles se encontraban sometidos a cierto estrés hídrico.

3.2. METRIC

La Figura 2 recoge la distribución espacial de K_c en los dos días considerados (DOY 214 y 217). Así, el valor medio para el DOY 214 fue de 0,80, reduciéndose dicho valor hasta 0,64 en el DOY 217.

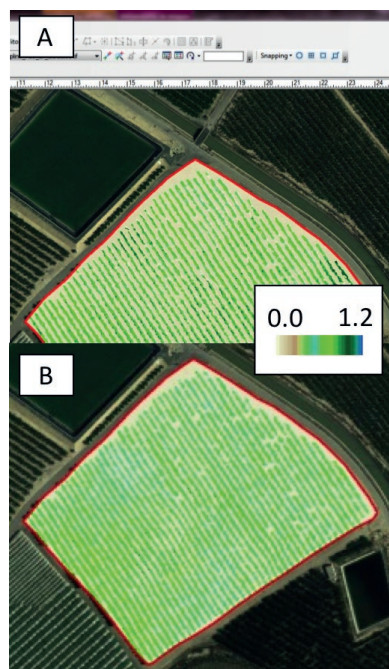


Figura 2. Mapa de coeficiente de cultivo (K_c) para los días 214 (A) y 217 (B).

La diferencia entre ambos valores (Figura 3) permitió identificar las zonas que sufrieron una reducción de K_c más acusada. En rojo se identifican las áreas más sensibles al estrés, mientras que en azul se observan

aquellas zonas en las que el coeficiente de cultivo ha mostrado una menor variación, lo que implica una mayor resistencia al estrés hídrico.

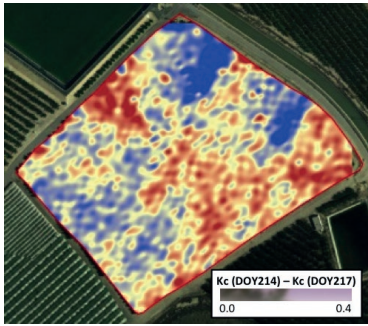


Figura 3. Mapa interpolado de la diferencia entre el K_c estimado el día 214 y 217.

3.3. Crop Water Stress Index

En la Figura 4 se observa el mapa interpolado de CWSI para los dos días de este estudio. Para el DOY 214, el valor medio de CWSI estimado en la finca fue de $0,05 \pm 0,01$, mientras que el valor medio de CWSI para el DOY 217 fue de $0,46 \pm 0,01$.

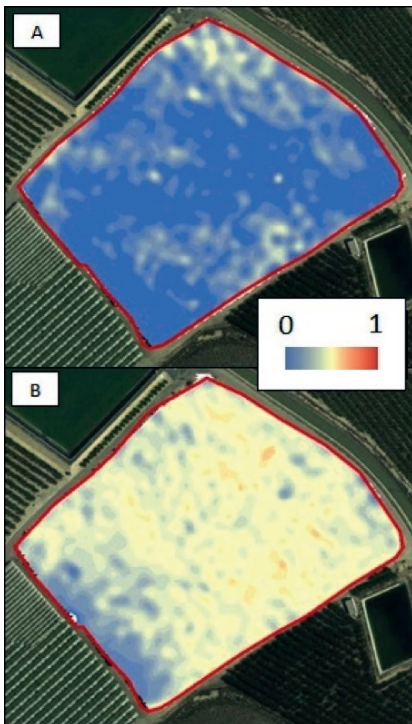


Figura 4. Mapa interpolado de CWSI para los días 214 (A) y 217 (B) de 2016.

El CWSI demostró una relación robusta con el potencial hídrico (Figura 5), que además se ajustó a la misma regresión para ambos días, lo que demuestra la robustez de este índice como indicador del estado hídrico.

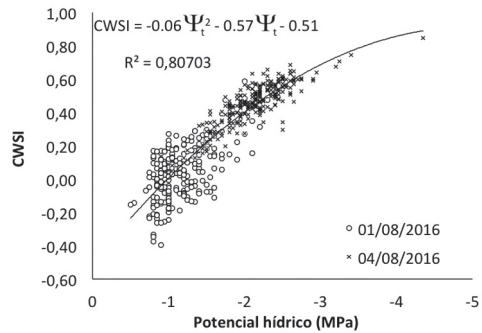


Figura 5. Relación entre el potencial hídrico y el CWSI para los días 214 y 217 de 2016.

La diferencia entre el valor de CWSI antes y después del período de estrés permitió realizar un análisis de la variabilidad espacial de la respuesta al estrés hídrico, identificando las zonas más o menos sensibles al déficit de riego. En la Figura 6 se observa el mapa interpolado del parámetro $CWSI_{DOY217} - CWSI_{DOY214}$. En rojo se muestran las regiones más sensibles al estrés hídrico, mientras que en azul se destacan aquellas zonas menos sensibles al estrés.

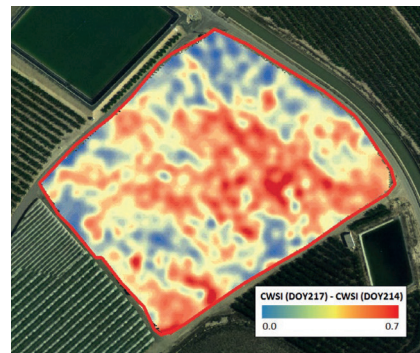


Figura 6. Mapa interpolado de la diferencia entre el CWSI estimado el día 217 y el día 214 de 2016.

4. CONCLUSIONES

Las dos metodologías empleadas en este trabajo permitieron recoger las diferentes condiciones hídricas a las que se sometió el cultivo en los dos días de estudio. Los valores más bajos de K_c y más altos de CWSI observados el DOY 217 ponen de manifiesto el proceso de cierre estomático, y el consiguiente aumento de temperatura de la copa de los melocotoneros, producido por el estrés hídrico generado en el segundo día.

Así mismo, las zonas más sensibles al estrés hídrico identificadas (Figuras 3 y 6) fueron muy similares utilizando ambas metodologías. Sin embargo, resulta necesario llevar a cabo un proceso de validación en campo tomando como base la información adquirida para verificar que realmente las zonas identificadas con la metodología de METRIC y CWSI presentan diferente respuesta al estrés hídrico.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la UE y MINECO por la financiación, en el marco del consorcio internacional de colaboración IRIDA financiado con el programa ERANET Cofund Water Works 2014 Call.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements. *Irrigation and Drainage Paper No. 56*, FAO, Rome, Italy.
- Allen, R.G., Tasumi, M., Trezza, R. 2007. Satellite-based Energy Balance for Mapping Evapotranspiration with Internalized Calibration (METRIC) – Model. *J. Irrig. Drain. Engrg., ASCE*, 133, 380-394.
- Berni, J.A.J., Zarco-Tejada, P., González-Dugo, V., Fereres, E. 2009a. Remote Sensing of Thermal Water Stress Indicators in Peach. *7th International Peach Symposium*, June 8 – 11, Lleida, Spain.
- Berni, J.A.J., Zarco-Tejada, P.J., Suárez, L., Fereres, E. 2009b. Thermal and narrowband multispectral remote sensing for vegetation monitoring from an unmanned aerial vehicle. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 47, 722 – 738.
- Gonzalez-Dugo, V., Zarco-Tejada, P., Berni, J.A.J., Suárez, L., Goldhamer, D., Fereres, E. 2012. Almond tree canopy temperature reveals intra-crown variability that is water stress dependent. *Agricultural and Forest Meteorology*, 154 - 155, 156 - 165.
- Idso, S.B., Jackson, R.D., Reginato, R.J. 1978. Extending the degree day concept of plant phenological development to include water stress effects. *Ecology* 59, 431-433.
- Idso, S.B., Jackson, R.D., Pinter, P.J.J., Reginato, R.J., Hatfield, J.L. 1981. Normalizing the stress degree-day parameter for environmental variability. *Agric. Meteorol.*, 24, 45-55.
- Jackson, R., Idso, S., Reginato, R., Pinter, P.J. 1981. Canopy temperature as a cropwater stress indicator. *Water Resour. Res.* 17, 1133–1138.
- Tasumi, M. 2003. *Progress in operational estimation of regional evapotranspiration using satellite imagery*. Ph.D. Dissertation, University of Idaho, Moscow, ID.

Estimación de la altura de arrozales mediante interferometría polarimétrica SAR en banda X

López-Sánchez, J. M. ⁽¹⁾, Vicente-Guijalba, F. ⁽²⁾, Romero-Puig, N. ⁽¹⁾

⁽¹⁾IUII, Universidad de Alicante, Apdo. Correos 99, 03080 Alicante.

juanma.lopez@ua.es

⁽²⁾DARES Technology, c/ Esteve Terrades, 1, Edificio RDIT, despacho 118, Parc UPC-PMT, 08860 Castelldefels, Barcelona.

fvicente@dares.tech

Resumen: La interferometría polarimétrica SAR (PolInSAR) es una técnica de teledetección con radar capaz de medir variables estructurales de escenas con vegetación, como la altura de las plantas, pero históricamente ha sido empleada en bosques y sobre todo con datos medidos por sensores aerotransportados. Este trabajo presenta los resultados obtenidos al aplicar esta técnica por vez primera sobre escenas agrícolas (arrozales) empleando datos de satélite. Para ello se adquirieron series temporales de pares de imágenes mediante el sensor TanDEM-X, empleando una línea de base suficientemente grande. Las pruebas se han desarrollado en arrozales de las provincias de Sevilla y Valencia. Las alturas estimadas presentan un error cuadrático medio menor de 10 cm para plantas mayores de 25-50 cm. Las estimaciones han sido validadas con datos de campo y se ha analizado la influencia tanto de la línea de base como del ángulo de incidencia.

Palabras clave: Arroz, monitorización de cultivos, radar de apertura sintética, interferometría polarimétrica, TanDEM-X.

Estimation of rice height by polarimetric SAR interferometry at X-band

Abstract: Polarimetric SAR interferometry (PolInSAR) is a radar remote sensing technique with sensitivity to structural variables of vegetation scenes, such as plant height. To date, it has been employed in forests and mainly with data acquired by airborne sensors. This work presents the results obtained by applying this methodology for the first time over agricultural crop areas (rice fields) with satellite data. Time series of pairs of images were acquired for this purpose by the TanDEM-X sensor, using a large enough baseline. Tests were carried out over rice fields located in Sevilla and Valencia provinces. Estimated heights show a root mean square error smaller than 10 cm for plants taller than 25-50 cm. Estimates have been validated with ground data, and the influence of both baseline and incidence angle has been analysed.

Keywords: Rice, crop monitoring, synthetic aperture radar, polarimetric interferometry, TanDEM-X.

1. INTRODUCCIÓN

La interferometría polarimétrica SAR (PolInSAR) es una técnica de teledetección con radar capaz de medir variables estructurales de escenas con vegetación, como la altura de las plantas, su perfil interno, la topografía subyacente, etc. (Cloude y Papathanassiou, 1998). Históricamente ha sido empleada en bosques, sobre todo con datos medidos por sensores aerotransportados, pero también, desde 2012, con datos del sensor satelital TanDEM-X formado por dos satélites radar en banda X con órbitas muy próximas (Krieger *et al.*, 2007). En cambio, la aplicación de PolInSAR a agricultura no había sido posible con datos de satélite debido a los requerimientos de línea de base (separación entre las posiciones de los satélites), ya que ésta debe ser al menos 10 veces mayor que en el caso de bosques (Lopez-Sanchez y Ballester-Berman, 2009).

De abril a septiembre de 2015 se llevó a cabo una campaña especial con TanDEM-X (denominada *Science Phase*) durante la cual se separaron los satélites a la distancia requerida. Este trabajo presenta los resultados obtenidos al aplicar esos datos a la medida de la altura de las plantas de arroz en arrozales de las provincias de Sevilla y Valencia.

Las estimaciones han sido validadas con datos de campo y se ha analizado la influencia de la línea de base y del ángulo de incidencia. Este experimento sirve, por tanto, para demostrar por primera vez el potencial de esta técnica en aplicaciones de agricultura. Los resultados detallados han sido publicados recientemente en (Lopez-Sanchez *et al.*, 2017).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Datos de campo

El área de estudio de Sevilla cubre 30×30 km en la desembocadura del río Guadalquivir (37.1°N, 6.15°W). Aquí el arroz se cultiva anualmente de mayo a octubre, aproximadamente. La especie general de arroz es *Oryza sativa* L., siendo la variedad de grano largo denominada *puntal* la más comúnmente empleada en esta región.

El sembrado se efectúa mediante un lanzamiento aleatorio de semillas desde avión a los campos, que están ya inundados en ese momento y permanecen inundados durante toda la campaña de cultivo. El ciclo de cultivo dura entre 135 y 150 días, dependiendo de las condiciones climáticas del año.

Desde 2008, la Federación de Arroceros de Sevilla ha tomado datos de campo, de forma semanal, sobre un conjunto variable de parcelas. Durante 2015 se monitorizaron 4 parcelas de forma intensiva. Los datos de campo adquiridos incluyen el estado fenológico (en la escala BBCH) y la altura de las plantas sobre el agua. Además, se dispone de las fechas de siembra y recolección, densidad superficial de plantas y de paniculas y cosecha final.

La segunda zona de estudio está situada en Sueca, Valencia (39.25°N, 0.3°W), cubriendo un área de 10×20 km, y es parte del Parque Natural de la Albufera.

Las dos variedades principales de arroz cultivadas aquí son *Senia* y *Bomba*, presentando la segunda una altura considerablemente mayor que la primera.

Se realizaron campañas de campo semanales con medidas del estado fenológico, la altura de las plantas y del índice de área foliar (LAI) en 16 parcelas de tipo *Senia* y 5 de tipo *Bomba*.

2.2. Imágenes de TanDEM-X

Para este estudio se dispone de 3 series temporales de pares de imágenes adquiridas sobre la zona de Sevilla y de una serie sobre Valencia (ver Tabla 1). Cada serie se ha tomado con distinto ángulo de incidencia y distinta separación espacial de los satélites (línea de base), lo que proporciona diferentes alturas de ambigüedad (HoA). Idealmente habría una adquisición cada 11 días, si bien en algunos casos no se tomaron los datos de satélite.

Las imágenes fueron adquiridas en modo *stripmap* y se proporcionan por parte del DLR en formato CoSSC, es decir, ya co-registradas.

Tabla 1. Lista de pares de imágenes TanDEM-X sobre Sevilla y Valencia. Año 2015.

Zona	Ángulo de incidencia (grados)	Rango de fechas	Número de pares	Altura de ambigüedad (m)
Sevilla	22,7	04/06-20/08	8	2,53
	30,0	26/05-02/09	8	3,49
	39,5	30/05-06/09	8	5,81
Valencia	28,9	22/05-18/08	6	3,42

2.3. Algoritmo de inversión de la altura de la vegetación

Las imágenes disponibles fueron adquiridas con polarización dual-pol, es decir, con dos canales polarimétricos (HH y VV) y de forma biestática (un solo satélite actuaba como transmisor y los dos como receptores). Ambas imágenes están disponibles en formato CoSSC, es decir, ya están coregistradas.

La principal etapa de pre-procesado consiste en un filtrado espacial para reducir el efecto del *speckle* y para estimar las matrices de coherencia PolInSAR que suponen las entradas a los algoritmos de inversión. En este caso se realizó un simple filtrado paso bajo de 21×21 píxeles.

Para estimar la altura de las plantas se invierte un modelo directo de la escena, comúnmente conocido como “volumen aleatorio sobre suelo” (*random volume over ground, RVoG*) que explota la diversidad polarimétrica de las coherencias interferométricas medidas. El método genérico de inversión está descrito en (Papathanassiou y Cloude, 2001), si bien debido a la adquisición en modo biestático y a la presencia del suelo inundado, que genera una fuerte componente de tipo diedro, tanto la formulación del modelo directo (Ballester-Berman y Lopez-Sanchez 2007, 2011) como el algoritmo de inversión han sido debidamente adaptados. Todos los detalles del procesado de datos y del algoritmo de estimación de la altura están descritos en (Lopez-Sanchez et al., 2017).

3. RESULTADOS

La Figura 1 muestra los resultados obtenidos para las 3 parcelas de la zona de Sevilla que entran en las 3 series temporales, comparados con la verdad-terreno. Las alturas mostradas son las medias de las obtenidas en los píxeles pertenecientes a cada parcela.

Se aprecia claramente que sólo para el ángulo 22,7° se obtienen buenas estimaciones y que, en todos los casos, las alturas estimadas cuando las plantas son bajas están sobreestimadas, a veces de forma exagerada. La causa de este comportamiento es la sensibilidad interferométrica, es decir, la sensibilidad de esta técnica a la distribución vertical de elementos en las plantas, desde el suelo a la copa de las mismas. Para que los datos interferométricos sean sensibles es necesario que los dos satélites estén suficientemente separados, lo que aumenta el número de onda vertical efectivo. De forma equivalente, esto puede interpretarse en función de la altura de ambigüedad, que es inversamente proporcional al citado número de onda. Por lo tanto, sólo para alturas de ambigüedad bajas es posible obtener buenas estimas de la altura de las plantas. Para la serie de 22,7° se tienen buenas estimas de altura para plantas de 25 cm o más, mientras que la serie de 30° es necesario irse a plantas de más de 50-70 cm. En el caso peor, la serie de 39,5°, los resultados son malos para todos los valores de alturas de las plantas.

La Figura 2 muestra los resultados de la zona de Valencia. De nuevo se aprecia cómo para plantas de escasa altura los resultados están sobreestimados. En este caso, gracias a la presencia de arroz de tipo *Bomba*, que se caracteriza por alturas mucho mayores al resto de otras variedades de arroz (1,2-1,3 m en las fechas de las imágenes) es posible trabajar a pesar de que la altura de ambigüedad es de 3,4 m.

Si se consideran únicamente los resultados proporcionados por la serie de 22,7° en Sevilla y la serie disponible en Valencia, y se toman las estimaciones obtenidas para plantas mayores de 25 cm y de 50 cm, respectivamente, el error cuadrático medio (RMSE) es 10 cm en ambos casos y el coeficiente de determinación (R^2) es 0,8 también en ambos casos. Por lo tanto, se puede afirmar que la interferometría polarimétrica SAR en banda X es una técnica capaz de proporcionar estimaciones útiles de la altura de los cultivos de arroz siempre que la geometría

de adquisición (fundamentalmente la línea de base) sea la adecuada.

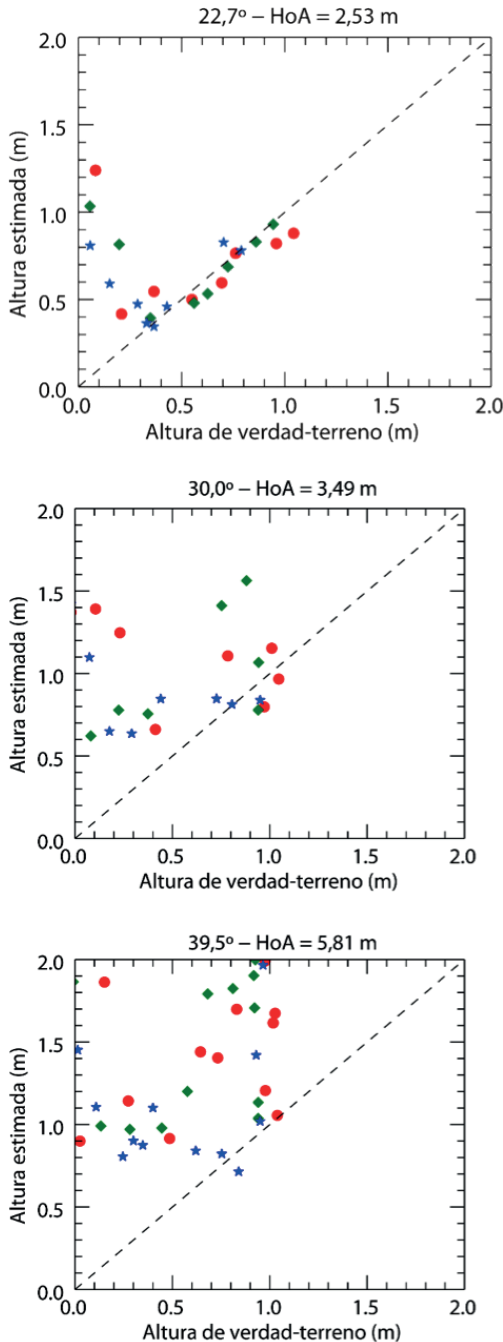


Figura 1. Comparación de las alturas estimadas con PollnSAR frente a la verdad terreno para las 3 series de imágenes de la zona de Sevilla, adquiridas con ángulos de incidencia distintos: 22,7°, 30° y 39,5°. Los símbolos corresponden a tres parcelas distintas.

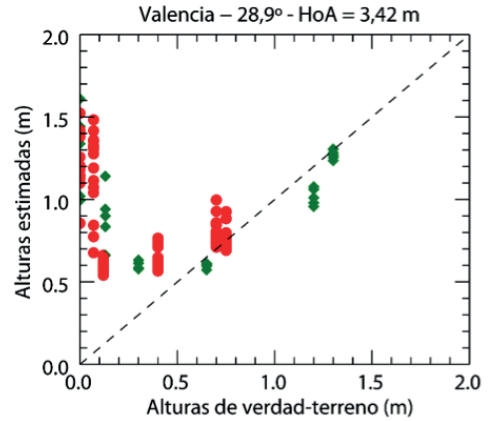


Figura 2. Comparación de las alturas estimadas con PollnSAR frente a la verdad terreno para la serie de imágenes de la zona de Valencia. Puntos rojos: arroz tipo Senia. Diamantes verdes: arroz tipo Bomba.

Además de la validación mostrada, conviene ilustrar la capacidad de esta técnica de generar mapas de altura de los cultivos con suficiente resolución. Para ello, las Figuras 3 y 4 muestran los mapas de altura en una amplia zona de estudio de ambas localizaciones para una fecha concreta.

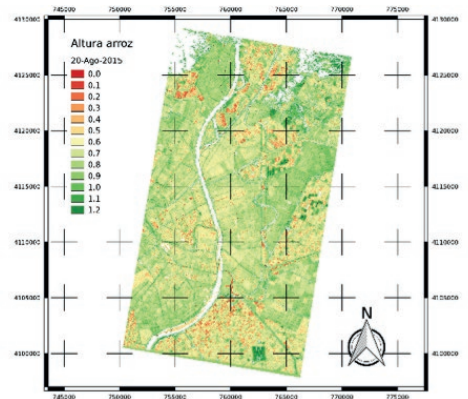


Figura 3. Mapa de las alturas de vegetación estimadas sobre la zona completa de estudio de Sevilla el 20 de agosto de 2015. Ángulo de incidencia: 22,7°. Coordenadas UTM, Zona 29N.

En el caso de Sevilla (Figura 3), se aprecia una altura relativamente homogénea (0,8-0,9 m) en la mayoría de la zona ocupada por los arrozales. En general, la homogeneidad de alturas es una consecuencia del sistema de producción integrada que se lleva a cabo en esta zona, lo que les garantiza una de las mayores productividades del mundo. Además, gracias a la resolución espacial proporcionada por este sensor (2x7 m antes del filtrado),

es posible identificar en algunos campos áreas con crecimiento adelantado o atrasado respecto al resto. Este tipo de resultado es aplicable en agricultura de precisión. También debe reseñarse que son fácilmente identificables (rectángulos con distintos colores) otras zonas agrícolas con presencia de otros cultivos (por ejemplo, la denominada zona BXII – Bajo Guadalquivir al sur). Debe resaltarse que esta técnica permite estimar la altura en otros cultivos distintos del arroz, si bien los resultados no han sido analizados aún.

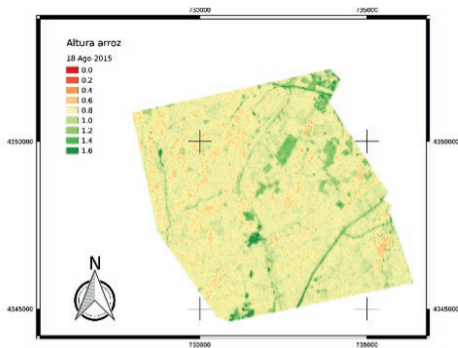


Figura 4. Mapa de las alturas de vegetación estimadas sobre la zona de estudio de Valencia el 18 de agosto de 2015. Ángulo de incidencia: 28,9°. Coordenadas UTM, Zona 30N.

En cuanto al mapa obtenido en Valencia, el aspecto más destacable es la fácil identificación de las parcelas en las que se cultiva arroz Bomba (en verde en la zona central) ya que su altura en esta fecha (1,2-1,3 m) es sustancialmente mayor al resto de los arrozales, para los cuales la altura varía entre 0,6 y 0,8 m.

4. CONCLUSIÓN

El experimento descrito constituye la primera demostración completa de la estimación de altura de cultivos basada en PolInSAR con datos satelitales. Para ello se ha verificado su funcionamiento en dos zonas distintas, cubriendo la campaña completa de cultivos de arroz de 2015.

La metodología es completamente automática porque no requiere información externa. Esta técnica es útil para monitorizar el desarrollo de arrozales, habiendo obtenido buenos resultados (RMSE=10 cm) en las dos zonas estudiadas. La principal limitación se da al inicio de la campaña porque la línea de base especial disponible no es lo suficientemente grande para ser sensible a plantas de escasa altura (<25 cm). Las alturas estimadas han mostrado la capacidad de esta técnica para detectar las variaciones presentes a lo largo del ciclo de vida de los arrozales. Además, la altura estimada permite discriminar diferentes variedades de arroz, como los tipos Bomba y Senia cultivados simultáneamente en Valencia.

Como futuras líneas de trabajo, se debe analizar las estimas del resto de variables del modelo empleado

(extinción y cociente de suelo a volumen). Asimismo, es necesario realizar un estudio exhaustivo del potencial y las limitaciones de esta técnica, para lo cual se llevarán a cabo simulaciones y se testearán todas las configuraciones posibles tanto de la escena como del sensor. Finalmente, esta metodología puede probarse con otros tipos de cultivo, así como con otras variedades de arroz y/o bajo distintas prácticas agrícolas (por ejemplo, en zonas en las que no se garantiza la presencia del suelo inundado durante toda la campaña).

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y los Fondos EU FEDER como parte del proyecto TIN2014-55413-C2-2-P.

Los datos de TanDEM-X han sido proporcionados por el Centro Aeroespacial Alemán (DLR) en el marco del proyecto NTI-POL16736.

Los autores agradecen a la Federación de Arroceros de Sevilla la adquisición de los datos de campo. Asimismo, se agradece la colaboración con Manuel Campos Taberner y Fco. Javier García Haro (Universitat de València) en la zona de estudio de Valencia.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Ballester-Berman, J.D., Lopez-Sanchez, J.M. 2007. Coherence loci for a homogeneous volume over a double-bounce ground return. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Lett.*, 4, 317-321.
- Ballester-Berman, J.D., Lopez-Sanchez, J.M. 2011. Combination of direct and double-bounce ground responses in the homogeneous oriented volume over ground model. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Lett.*, 8, 54-58.
- Cloude, S. R., Papathanassiou, K.P. 1998. Polarimetric SAR interferometry. *IEEE Trans. Geoscience and Remote Sensing*, 36, 1551-1565.
- Krieger, G. et al., 2007. TanDEM-X: a satellite formation for high-resolution SAR interferometry. *IEEE Trans. Geoscience and Remote Sensing* 45, 3317-3341.
- Lopez-Sanchez, J.M., Ballester-Berman, J.D. 2009. Potentials of polarimetric SAR interferometry for agriculture monitoring. *Radio Science*, 44(2). DOI:10.1029/2008RS004078.
- Lopez-Sanchez, J.M. et al., 2017. Retrieval of vegetation height in rice fields using polarimetric SAR interferometry with TanDEM-X data. *Remote Sensing of Environment*, 192, 30-44.
- Papathanassiou, K.P., Cloude, S.R. 2001. Single baseline polarimetric SAR interferometry. *IEEE Trans. Geoscience and Remote Sensing*, 39, 2352-2363.

Comparación y ajuste en zonas agrícolas de índices de vegetación derivados de Landsat-8 y Sentinel-2

Tello, J. ⁽¹⁾, Gómez-Báguena, R. ⁽²⁾, Casterad, M. A. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Departamento de Geografía y Ordenación de Territorio, Universidad de Zaragoza, C/ Pedro Cerbuna 12, 50009 Zaragoza, España. joaquinttz@gmail.com

⁽²⁾ Unidad de Suelos y Riegos (asociada a EEAD-CSIC), Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón, Avda. Montañana 930, Zaragoza, España. rgomez@aragon.es, acasterad@aragon.es

Resumen: La integración entre múltiples sensores es indispensable para el uso complementario de imágenes de diferentes satélites en la obtención de series temporales de índices de vegetación, herramienta muy utilizada para la identificación y seguimiento de cultivos. En este trabajo se analiza la relación existente entre los índices de vegetación NDVI, SAVI y VARI derivados de imágenes Landsat-8 y del reciente Sentinel-2, y se muestran las ecuaciones de ajuste entre ambos satélites obtenidas para zonas agrícolas. Para ello se utilizan cuatro parejas de imágenes con las que, mediante gráficos de dispersión, funciones de ajuste y test estadísticos se determinará la relación existente. Aunque los valores de los índices obtenidos con un satélite u otro no son muy diferentes, si se aprecian estadísticamente diferencias significativas que aconsejan el ajuste cuando los índices de vegetación se calculan usando reflectividades derivadas de los productos Landsat-8 nivel L1T y Sentinel-2 nivel 1C. Se recomienda completar el estudio con más parejas de imágenes para conseguir unas funciones de ajuste más robustas.

Palabras clave: Landsat, Sentinel, ajuste, NDVI, SAVI, VARI.

Comparison and adjustment in agricultural areas of vegetation indexes derived from Landsat-8 and Sentinel-2

Abstract: *Interrelationship between multiple sensors is essential for the complementary use of images from different satellites to obtain time series of vegetation indexes, tool used for the identification and monitoring of crops. This paper examines the relationship between the NDVI, SAVI and VARI vegetation indexes derived from Landsat-8 images and recent Sentinel-2, and shows the calibration equations between both satellites obtained for agricultural areas. Four pairs of images are used to determine this relationship by means of graphs of dispersion, adjustment functions and statistical test. Although the values of the indices obtained with one satellite or other are not very different, there are statistically significant differences that advise the calibration when the vegetation indexes are calculated using reflectance derived from Landsat-8 L1T and Sentinel-2 level 1C products. It is recommended to complete the study with more pairs of images for more robust calibration functions.*

Keywords: *Landsat, Sentinel, adjustment, NDVI, SAVI, VARI.*

1. INTRODUCCIÓN

Cada vez es mayor el número de sistemas satelitales de observación de la Tierra y por tanto mayor la información a disposición de los usuarios. La aplicación conjunta de los datos de teledetección adquiridos desde diferentes satélites y sensores es muy relevante y eficaz en la obtención de series temporales de datos: reduce las limitaciones existentes en cuanto a problemas de nubosidad y tiempo de revisita proporcionando mayor cobertura y una serie de datos más continua. Un ejemplo son las series temporales de índices de vegetación, muy utilizadas para el seguimiento espacio-temporal de la dinámica de la cubierta vegetal a escala global, construidas a partir de imágenes de satélites de alta resolución temporal (Gómez *et al.*). Sin embargo, estas aplicaciones utilizan mayoritariamente imágenes de satélites de baja resolución espacial, poco operativas en la identificación y seguimiento de cultivos a escala de parcela y explotación agraria, donde se exige mayor resolución.

Los recientes satélites Sentinel-2 en combinación con Landsat, en ambos casos con imágenes de libre disposición, aumentan las posibilidades de tener series temporales de datos con mayores resoluciones espaciales y más densas, ampliando las posibilidades de su uso en agricultura.

Sin embargo, los datos de diferentes sensores no son directamente comparables por lo que la construcción de las series temporales a partir de ellos requiere de un ajuste previo (Steven *et al.*, 2003). Con el objetivo de determinar hasta qué punto son compatibles Landsat-8 y Sentinel-2 en la construcción de series temporales de índices de vegetación para la identificación y seguimiento de cultivos en zonas agrícolas, se analiza la relación existente entre índices de vegetación derivados de las imágenes de ambos satélites y se obtienen las ecuaciones de ajuste correspondientes para su aplicación en zonas agrícolas. Concretamente se examinan los índices NDVI, SAVI y VARI.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Materiales utilizados

El estudio que se presenta se enmarca dentro de un proyecto de investigación en el que se efectuó, durante las campañas agrícolas de 2015 y 2016, el seguimiento fenológico de cultivos en la zona regable de La Violada, regadío localizado en el valle medio del Ebro en la provincia de Huesca (España). Por ello, la zona escogida en este trabajo para la obtención de información espectral corresponde a una porción territorial alrededor de dicha zona regable (Figura 1).

Dado que las series temporales de índices de vegetación suelen usarse habitualmente en el seguimiento fenológico de la vegetación, se eligen para el trabajo tres índices: el NDVI, Índice de vegetación de la diferencia normalizada, por ser el índice más conocido y utilizado en series temporales para seguimiento de la vegetación; el SAVI, Índice de vegetación ajustado al suelo, para minimizar los efectos del suelo en la respuesta de la vegetación; y el VARI, Índice de vegetación resistente a la atmósfera, para evitar los problemas de saturación a valores altos de índice que presentan los dos índices anteriores.

Los análisis se realizan con imágenes Landsat-8 (nivel de procesamiento L1T, calibradas radiométricamente y ortorectificadas) adquiridas del servidor de descarga del USGS (<http://glovis.usgs.gov/>) e imágenes Sentinel-2 (nivel de procesamiento 1C reflectancia *Top-of-Atmosphere* ortorectificada) del servidor Sentinels Scientific Data Hub del programa Copernicus de la ESA (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>).

La elección de estos productos se debe a la no disponibilidad en el momento de la realización del trabajo de productos Sentinel-2 de reflectancia en la superficie (nivel 2A, reflectancia *Bottom-of-Atmosphere* ortorectificada) y la provisionalidad de los productos Landsat-8 SR (*surface reflectance*). Se buscaron aquellas parejas de imágenes Landsat-8 y Sentinel-2 de fechas coincidentes o muy próximas y que estuvieran libres de nubes. Las cuatro parejas de imágenes seleccionadas fueron:

- Landsat 26/08/2015 y Sentinel 26/08/2015
- Landsat 12/03/2016 y Sentinel 12/03/2016
- Landsat 25/06/2016 y Sentinel 23/06/2016
- Landsat 12/08/2016 y Sentinel 12/08/2016

2.2. Tratamiento de las imágenes y obtención de índices de vegetación

Todas las imágenes están disponibles corregidas geoméricamente. Las imágenes Sentinel proporcionan reflectividad en el techo de la atmósfera (TOA) mientras que las Landsat se tuvieron que corregir radiométricamente y convertir a reflectividad mediante el modelo simplificado indicado en Chuvieco (2010). Para obtener información sobre la reflectividad en la superficie terrestre se procedió en ambos casos a aplicar el mismo tipo de a la corrección atmosférica, el método del objeto oscuro (Chávez,1996). No se utilizaron las herramientas de procesamiento específicas de Sentinel para asegurar el mismo procedimiento de corrección.

De las imágenes ya corregidas se obtuvieron los tres índices de vegetación mencionados

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R}; \quad VARI = \frac{G - R}{G + R - B};$$

$$SAVI = \left(\frac{NIR - R}{NIR + R + L} \right) (1 + L)$$

donde, NIR es la reflectancia en la región del infrarrojo cercano, R la reflectancia en el rojo y B la reflectancia en el azul; el factor L de ajuste del suelos en el índice SAVI se consideró 0,5.

2.3. Comparación, relación y ajuste de los índices de vegetación

Apoyándose en composición color de las imágenes, se eligieron transectos sobre diferentes zonas agrícolas tanto de regadío como de secano (Figura 1). En total se cogieron 54 puntos de muestreo.

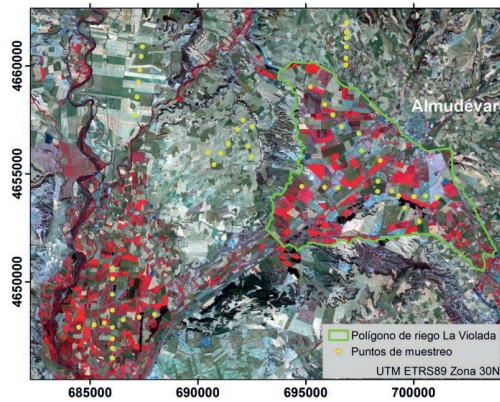


Figura 1. Ubicación de los transectos elegidos para las calibraciones sobre imagen Sentinel (RGB 843) de 23 de junio de 2016.

A partir de una capa *shapefile* puntual de los transectos se extraen, según el procedimiento mostrado en la Figura 2, los valores de los índices de vegetación de las diferentes parejas de imágenes en los puntos elegidos. Dada la diferente resolución espacial de las imágenes, píxel de 30×30 m en Landsat y de 10×10 m Sentinel, se saca el valor medio de cada índice a partir de 4 píxeles de Landsat y 36 de Sentinel, considerándose así una superficie representativa e igual en ambos casos. Previamente se ajustan perfectamente las imágenes de ambos satélites para que los píxeles casen exactamente.

Antes de proceder a la comparación entre sensores se depuraron los datos obtenidos para no incluir en el análisis los puntos con valores anómalos, "outlayers". Generalmente son puntos en los que los píxeles elegidos para determinar el valor del índice de vegetación no corresponden en su totalidad a una misma cobertura. El procedimiento seguido para la eliminación de estos puntos se muestra en la Figura 2.

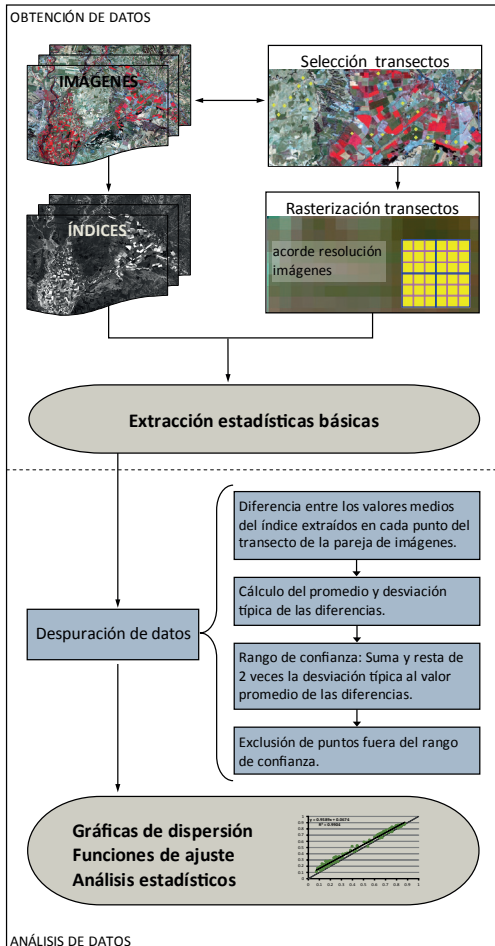


Figura 2. Esquema de la metodología seguida para el ajuste entre sensores.

La comparación y relación entre índices obtenidos de cada sensor se realiza a partir de gráficos de dispersión, funciones de ajuste y dos análisis estadísticos, el test estadístico de regresión y el test T de Student para dos muestras relacionadas, para determinar si hay o no relación y diferencias significativas entre los dos sensores que requieran un ajuste al usarlos conjuntamente.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 3, se muestran para los tres índices estudiados las relaciones y ecuaciones de ajuste entre Sentinel-2 a Landsat-8.

A simple vista se puede observar que las líneas de ajuste obtenida entre sensores para los índice NDVI y SAVI está ligeramente por encima de la línea 1:1. Esto quiere decir que en un mismo píxel el valor de índice NDVI y SAVI en Landsat estaría por encima del valor en Sentinel. En el caso del NDVI las diferencias entre sensores son más acusadas en los valores bajos del índice que en los altos,

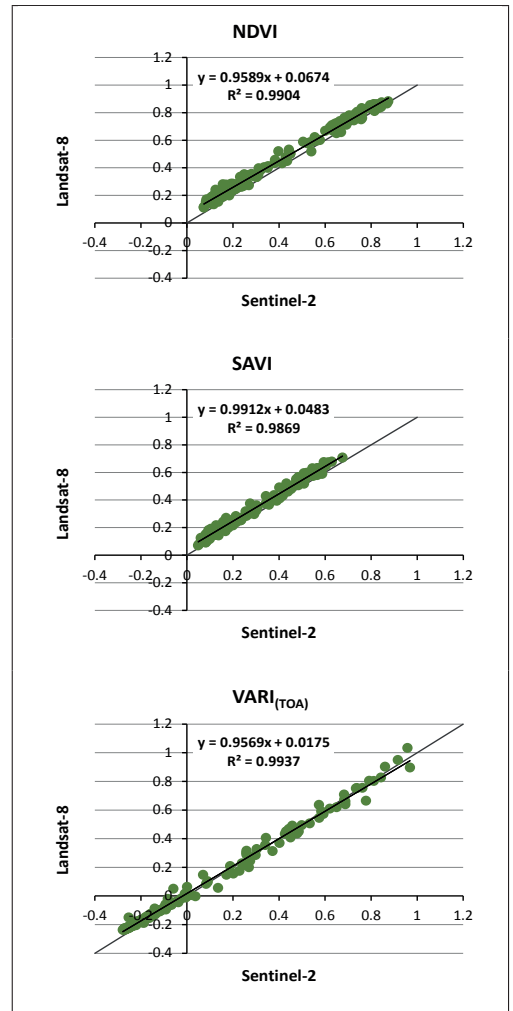


Figura 3. Relación entre índices de vegetación de Landsat-8 y Sentinel-2.

sin embargo en el caso de SAVI la línea de ajuste va más paralela a la línea 1:1.

En cuanto al VARI, se detectan en las imágenes Landsat algunos píxeles con valores anómalos de este índice. Los valores del índice que se obtienen en las parcelas de cultivos son diferentes a los que se encuentran en trabajos similares consultados en la bibliografía (Gitelson *et al.* 2002; Viña *et al.*, 2004; Jiménez-Muñoz *et al.* 2009). Estas discrepancias son acusadas sobre todo cuando el cultivo presenta un gran desarrollo vegetativo, llegando en ocasiones a superar el valor 1. Además las discrepancias son mayores con las imágenes Landsat que con las de Sentinel. El índice, así calculado, impide obtener un ajuste adecuado para la combinación de datos de los dos sensores. Dado que VARI se diseñó, entre otros, para eliminar las perturbaciones atmosféricas

(Gitelson *et al.*, 2002) se prueba a realizar los ajustes a partir de los datos de reflectividad en el techo de la atmósfera ($VARI_{TOA}$). Se consigue así un buen ajuste lineal, prácticamente coincidente con la línea 1:1 (Figura 3). En el caso de NDVI y SAVI los ajustes con reflectividad TOA son muy similares a los anteriormente obtenidos y presentados en la Figura 3.

Para los tres índices el ajuste lineal es bueno (coeficientes de determinación R del 99%) comprobándose, como era esperable, que sí existe una relación estadísticamente significativa (nivel de confianza del 95%) entre índices de Landsat y Sentinel.

Sin embargo, el test T-Student para dos muestras relacionadas indica que sí hay diferencias significativas al nivel de confianza del 95% entre Landsat y Sentinel para los tres índices, por lo que debería aplicarse un ajuste antes de utilizarlos conjuntamente.

Llama la atención que para el $VARI_{TOA}$ el test de medias emparejadas señale que hay diferencias significativas entre los dos sensores y, sin embargo, la aplicación de la función de ajuste no suponga cambios en los valores del índice de Sentinel al ser prácticamente la recta igual a la 1:1. La naturaleza de los datos (valores, escasa dispersión, error típico...) llevan a este hecho.

4. CONCLUSIONES

La comparación de los índices de vegetación obtenidos de los satélites Landsat-8 y Sentinel-2 en el área de estudio muestra que los valores de NDVI y SAVI de Landsat-8 generalmente están por encima de los de Sentinel-2, no así los de $VARI_{TOA}$ que prácticamente se sitúan sobre la recta 1:1.

El test estadístico T de Student para dos muestras relacionadas indica que hay diferencias significativas para un nivel confianza 95% para los NDVI, los SAVI y los $VARI_{TOA}$ entre Landsat y Sentinel.

Por tanto, a la vista de los resultados, se aconseja el ajuste de los índices antes de generar una serie temporal de datos con NDVI, SAVI o $VARI_{TOA}$. La ampliación futura del estudio con un mayor número de parejas de imágenes dotará de ecuaciones de ajuste más robustas.

Serán necesarios nuevos estudios para valorar la necesidad o no de ajuste cuando se utilicen otros productos distintos a los presentados en este trabajo.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte de actividades desarrolladas en el proyecto AGL2013-48728-C2-1-R.

6. BIBLIOGRAFÍA

Chávez, P.S. 1996. Image-based atmospheric corrections—revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62, 1025-1036.

Chuvieco, E. 2010. *Teledetección ambiental*, 3ª edición revisada, Barcelona, Editorial Ariel 2010.

Gitelson, A., Kaufman Y., Stark, R., Rundquist, D. 2002. Novel algorithms for remote sensing estimation of vegetation fraction. *Remote Sens. Environ.*, 80(1), 76-87.

Gómez, C., White J.C., Wulder M.A. 2016. Optical remotely sensed time series data for land cover classification: A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 116, 55-72.

Jiménez-Muñoz, J.C., Sobrino, J.A., Plaza, A., Guanter, L., Moreno, J. Martínez, P. 2009. Comparison between fractional vegetation cover retrievals from vegetation indices and spectral mixture analysis: Case study of PROBA/CHRIS data over an agricultural area. *Sensors*, 9, 768-793.

Steven, M.D., Malthus, T.J., Baret, F., Xu, H, Chopping, M.J. 2003. Intercalibration of vegetation indices from different sensor systems. *Remote Sensing of Environment* 88, 412-422

Vina, A., Gitelson, A.A., Rundquist, D.C., Keydan, G., Leavitt, B., Schepers, J. 2004. Monitoring maize (*Zea mays* L.) phenology with remote sensing, *Agron. J.*, 96, 1139-1147.

Evaluación de imágenes multitemporales WorldView 2-3 para la clasificación de castaños en Tenerife

Marchetti, F. ⁽¹⁾, Arbelo, A. ⁽¹⁾, Alonso-Benito, A. ⁽¹⁾, Arbelo, M. ⁽¹⁾, Hernández-Leal, P. A. ⁽¹⁾, Moreno Ruíz, J. A. ⁽²⁾

⁽¹⁾Departamento de Física, Universidad de La Laguna, 38206 La Laguna, España.

{fmarchet, aaloben, marbelo, pealhdz}@ull.es

⁽²⁾Departamento de Informática, Universidad de Almería, 04120 Almería, España.

jamoreno@ual.es

Resumen: El actual estado de abandono de los cultivos de castaños en el norte de Tenerife y su consideración como especie invasora hacen necesario un cartografiado actualizado de esta especie. En este trabajo se propone la realización de esta cartografía en dos áreas muy diferentes, una agrícola (Chasna) y otra forestal (Pinolere), mediante dos imágenes de satélite de muy alta resolución espacial de dos fechas que representan estados fenológicos distintos. Una imagen WorldView-2 (WV-2) del 10 de marzo de 2015 y otra WorldView-3 (WV-3) del 12 mayo del mismo año. Se aplicaron los algoritmos de clasificación de Máxima Probabilidad (ML), Redes Neuronales (ANN) y *Spectral Angle Mapper* (SAM) a cada imagen individual y a la multitemporal resultante. Los resultados mostraron los beneficios de usar la imagen multitemporal sólo para la zona más homogénea espacialmente (Pinolere) usando el algoritmo ANN, consiguiendo mejorar la exactitud en un 10% comparada a la imagen de mayo y en un 4% con respecto a la de marzo. Tanto ANN como ML obtuvieron resultados en promedio un 30% mejores que SAM, alcanzando en la mayoría de casos, exactitudes para la clase castaño superiores al 90%.

Palabras clave: WorldView-2, WorldView-3, castaño, cartografía, multitemporal.

Abstract: The current state of abandonment of chestnut-trees crops in the north of Tenerife and their consideration as invasive species needs an updated mapping for its study and evaluation. The aim of this work is the elaboration of this cartography in two different areas, one is a rural area (Chasna) and the other one is a forest area (Pinolere), using two satellite images of very high spatial resolution captured on two dates that representing well-differentiated phenological stages of the chestnut trees. A WorldView-2 (WV-2) image from March 10th, 2015 and a WorldView-3 (WV-3) image from May 12th, same year. The Maximum Likelihood (ML), Neural Networks (NN) and Spectral Angle Mapper (SAM) classification algorithms were applied to each of the individual images and to the multi-temporal image resulting from the combination of both dates. The results show the benefits of using the multi-temporal image just for Pinolere and ANN, improving the overall accuracy in a 10% on May and a 4% on March. In turn, the NN and ML algorithms obtained results on average 30% better than SAM did, reaching in most cases accuracies for the chestnut class higher than 90%.

Keywords: WorldView-2, WorldView-3, chestnut, cartography, multi-temporal.

1. INTRODUCCIÓN

El castaño (*Castanea sativa* Mill.) ha formado parte del paisaje y cultura de las Islas Canarias desde que fue introducido por los colonizadores en el siglo XVI. Su madera resultó ser un material idóneo para la elaboración de muebles y la fabricación de barricas y toneles debido al auge del cultivo de la vid especialmente en las comarcas del norte de la Isla de Tenerife. La población rural de estas zonas también se vio beneficiada con el fruto de esta especie, la castaña, por su alto contenido en hidratos de carbono, grasas, proteínas y sales minerales, lo que suponía un alimento idóneo en épocas de hambruna. Sin embargo, con el paso de los años, gran parte de estos cultivos se encuentran en estado de abandono, lo que unido a su consideración como especie invasora, hacen necesaria una cartografía actualizada para su seguimiento y evaluación.

El trabajo más reciente del que se dispone se refiere al estudio realizado por Hernández *et al.* (2008) para la isla de Tenerife. Mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica y una extensa labor de campo localizaron los

castaños con el fin de aplicar políticas de gestión agraria para su recuperación y conservación. Hernández *et al.*, (2008) estimaron un área ocupada por el castaño de 1374 ha, encontrándose la mayor superficie, con 280 ha (20,38% del total), en el municipio de La Orotava.

En este trabajo se propone la realización de una cartografía de la especie *Castanea sativa* en el norte de la Isla de Tenerife mediante la utilización de dos imágenes de satélite de muy alta resolución espacial capturadas en dos fechas diferentes y que representan estados fenológicos bien distintos del castaño: una imagen WorldView-2 (WV-2) de invierno y otra WorldView-3 (WV-3) de primavera (sin y con hojas respectivamente).

2. AREA DE ESTUDIO

La zona de estudio se encuentra en la vertiente norte de la Isla de Tenerife (28° 22'N; 16° 30'W) (Figura 1). Se seleccionaron dos áreas dentro del término municipal de La Orotava. La primera que denominamos Chasna tiene una superficie de 118,9 ha y presenta un rango altitudinal entre 622 y 952 m s.n.m. (metros sobre el nivel del mar).

Se caracteriza por tener edificaciones dispersas en medio de terrazas de cultivo. Los castaños se localizan en fincas agrícolas, al borde de carreteras y junto a otras especies arbóreas. La segunda, llamada Pinolere, ocupa una superficie de 117,4 ha con una variación en altura entre los 714 y 1192 m s.n.m., se caracteriza por ser un pequeño núcleo urbano con carreteras secundarias hacia fincas rurales y parcelas agrícolas. La parte más alta cuenta con un gran bosque de castaños rodeado por especies de pinar canario y algunos bosquetes de castaños ubicados en barrancos de difícil acceso.

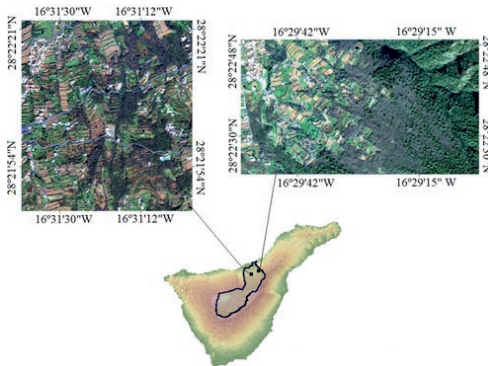


Figura 1. Áreas de estudio: Chasna (izquierda) y Pinolere (derecha). Municipio de La Orotava (Tenerife).

3. DATOS Y METODOLOGIA

3.1. Imágenes de satélite y pre-procesamiento

Se usaron dos imágenes Ortho-ready Standard 2A de los satélites WorldView de la empresa DigitalGlobe. Una imagen WV-2 correspondiente al 12 de marzo 2015 y otra del 10 mayo de 2015 adquirida por el sensor a bordo del WV-3. La elección de estas fechas se realizó para observar el cambio fenológico de los castaños, con el objetivo de poder obtener una clasificación final de mayor exactitud. El WV-2, puesto en órbita en octubre de 2009, dispone de un sensor multispectral con 8 bandas (Coastal Blue, Blue, Green, Yellow, Red, Red Edge, NIR1, NIR2) y una resolución espacial nominal de 1,85 m. Mientras que el WV-3, en órbita desde agosto de 2014, dispone de las mismas 8 bandas espectrales que su predecesor con una pequeña diferencia en el ancho espectral del canal NIR1, siendo 760-900 nm para el WV-2 y 770-895 nm en el WV-3.

Las imágenes se corrigieron del efecto de la atmósfera utilizando el modelo de transferencia radiativa FLAASH (Fast line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) (Kruse, 2004). Los parámetros necesarios para esta corrección fueron estimados a partir de los radiosondeos lanzados desde la estación de la AEMET (Agencia Estatal de Meteorología) situada en Güimar (Tenerife) en los mismos días de captura de las imágenes. La ortorectificación se realizó utilizando un Modelo Digital del Terreno de 5x5 m. Posteriormente, ambas imágenes se emparejaron geoméricamente para

obtener una única imagen multitemporal con 16 bandas (8 del WV-2 + 8 del WV-3). Debido a la diferencia de resolución espacial de los sensores WV-2 y WV-3 y la geometría de observación, se re-muestró la imagen de mayo a la de marzo, resultando una resolución espacial final de 1,93 m. Dispusimos así de tres imágenes de cada área para comparar los resultados de los algoritmos de clasificación y analizar las posibles ventajas de la imagen multitemporal con respecto a las otras.

3.2. Métodos de clasificación

Se realizó una evaluación previa de las zonas de estudio mediante fotografías aéreas de resolución espacial 12-25 cm. Se identificaron 4 grandes clases temáticas: Asfalto, Zona Urbana, Parcelas Agrícolas, Vegetación Arbórea y la clase objeto de estudio, *Castanea sativa*. A continuación, mediante un extenso trabajo de campo se definieron las parcelas de entrenamiento y validación seleccionando polígonos regulares con tamaño máximo de cuatro píxeles distribuidos por cada imagen (Tabla 1). Se garantizó la separabilidad espectral (> 1,8) aplicando los métodos de Jeffries-Matusita y Transformed Divergence (Richards J.A., 1999).

Tabla1. Número de parcelas de entrenamiento y validación por clase temática para las zonas de estudio.

Clase	Chasna Entren./Valid.	Pinolere Entren./Valid.
Asfalto	29/29	15/15
Zona Urbana	32/32	19/19
Parcelas Agrícolas	40/40	27/27
Vegetación Arbórea	30/30	29/29
<i>Castanea sativa</i>	33/33	22/22

Los algoritmos de clasificación supervisada aplicados a cada imagen fueron: Máxima Probabilidad (ML), Redes Neuronales (ANN) y Spectral Angle Mapper (SAM). ML es un algoritmo paramétrico que supone que los valores digitales de los píxeles de cada una de las clases siguen una distribución gaussiana. Cada píxel es asignado a la clase que tiene la probabilidad máxima. ANN está compuesto por un conjunto de elementos dispuestos en capas de nodos (neuronas). Estas capas están enlazadas por funciones de activación definidas por pesos, calculados iterativamente durante el proceso de aprendizaje del algoritmo. Se consideró una función logarítmica con los siguientes parámetros: Training Threshold Contribution=0,8, Training Rate=0,1 y Training Momentum=0,9.

SAM determina la semejanza espectral entre dos espectros, uno de referencia obtenido por *endmembers* y otro referido a los píxeles que se quieren clasificar, calculando el ángulo entre ellos y tratándolos como vectores en un espacio con dimensionalidad igual al número de bandas. Se consideraron los siguientes ángulos para cada clase: 0,8 para Asfalto, 0,3 para Parcelas Agrícolas, 0,4 para Vegetación Arbórea, 0,2 para Zona Urbana y 0,15 para la clase *Castanea sativa*.

Tabla 2. Errores (%) por ubicación y cantidad: globales y para *Castanea sativa* por zona de estudio y algoritmo utilizado.

		ML		ANN		SAM	
		Ubicación	Cantidad	Ubicación	Cantidad	Ubicación	Cantidad
Chasna global	Marzo	1,3	1,3	5,5	2,3	23,2	12,5
	Mayo	2,8	6,7	1,7	8,8	10,8	21,3
	Multitemporal	1,6	1,6	1,7	3,0	18,6	17,8
<i>Castanea sativa</i>	Marzo	0,9	0,6	1,3	0,9	3,0	3,4
	Mayo	0,5	5,9	2,2	4,4	2,0	13,1
	Multitemporal	0,5	0,6	0,9	1,6	2,7	9,4
Pinolere global	Marzo	9,2	2,1	0,7	5,6	17,0	16,3
	Mayo	5,9	6,4	11,9	1,1	7,7	35,0
	Multitemporal	4,4	1,5	3,8	1,5	9,6	22,7
<i>Castanea sativa</i>	Marzo	1,0	0,0	0,3	0,0	1,8	3,6
	Mayo	1,5	3,6	10,3	0,7	0,3	16,0
	Multitemporal	0,2	0,0	2,5	0,0	5,1	1,3

Se evaluó la exactitud global de las imágenes clasificadas y se calcularon los errores por cantidad y ubicación (Pontius y Millones, 2011; Alonso-Benito *et al.*, 2012).

4. RESULTADOS Y DISCUSSION

En la Figura 2a y 2b se representa el cartografiado obtenido para Chasna. ML con la imagen de marzo (Figura 2a) mostró los menores errores globales por ubicación y cantidad con valores de 1,3% en ambos casos. Por su parte, SAM aplicado a la imagen multitemporal (Figura 2b) presentó los mayores errores con valores superiores a 17,8% en ambos casos (Tabla 2). Cuando comparamos la apariencia de ambas clasificaciones

resultan evidentes las confusiones del algoritmo SAM especialmente entre Asfalto y Zona Urbana y entre castaños y Vegetación Arbórea. Para la zona de Pinolere (Figura 2c y 2d) el algoritmo que dio mejores resultados fue el ANN para la imagen multitemporal (Figura 2c), con errores de ubicación y cantidad global de 3,8 y 1,5% respectivamente (Tabla 2). Nuevamente SAM, en este caso para la imagen de mayo (Figura 2d), obtuvo los mayores errores tanto por ubicación (7,7%) como por cantidad (35%) (Tabla 2). En la Figura 2d se puede observar como este algoritmo no consigue distinguir la clase Parcelas Agrícolas del resto, confundiéndola principalmente con Asfalto y Vegetación Arbórea. Con respecto a la clase *Castanea sativa* esta se confunde con

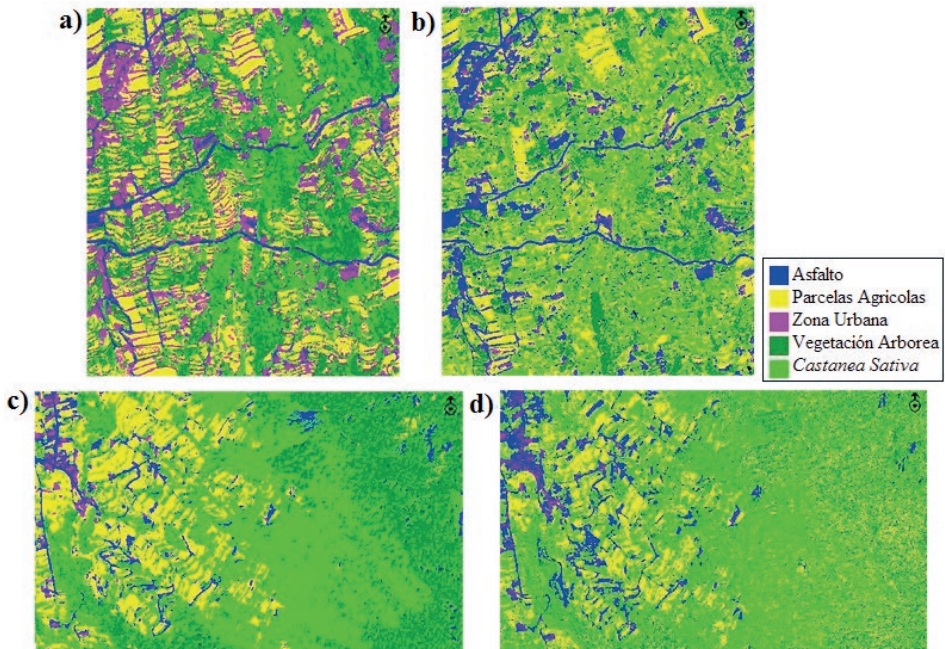


Figura 2. (a) Chasna, mes de marzo, clasificación ML. (b) Chasna multitemporal, clasificación SAM. (c) Pinolere multitemporal clasificación ANN. (d) Pinolere, mes de mayo, clasificación SAM.

la Vegetación Arbórea, llegando a un error de ubicación de 5,1% (Tabla 2).

Estudios previos han demostrado que el uso de imágenes multitemporales WV-2 y WV-3 pueden aumentar la exactitud global hasta un 10,7%. (Li et al., 2015). No obstante, en este trabajo, solo para la zona de Pinolere con ANN se consigue mejorar la exactitud de un 10% comparada a la imagen de mayo y en apenas un 4% con respecto a la de marzo. La complejidad orográfica del área de estudio junto a una diferente geometría de observación e iluminación solar entre fechas, con muchas más sombras en marzo, dificultan un emparejamiento geométrico de las imágenes que podría conducir a mayores errores en la clasificación multitemporal para casi todos los casos.

5. CONCLUSIONES

Las imágenes WV-2 y/o WV-3 permiten actualizar el cartografiado de la especie *Castanea sativa* para la zona de Chasna y Pinolere con exactitudes superiores al 90%. Se propone usar el algoritmo de clasificación ML para Chasna y ANN para Pinolere. De disponer de una sola imagen para el estudio, se concluye que el estado fenológico de los castaños en el mes de marzo resulta ser el más adecuado para su cartografiado, al mejorar entre un 0,5% y un 18% la exactitud global con respecto al mes de mayo. Con respecto a las posibles ventajas de usar una imagen multitemporal, los resultados no muestran diferencias significativas en relación con las imágenes de una sola fecha. Los errores encontrados en este caso, tanto por ubicación como por cantidad, podrían ser debidos a la dificultad que supone un buen emparejamiento geométrico de las imágenes de muy alta resolución espacial utilizadas y la complejidad morfológica y geográfica de las zonas de estudio.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España a través del Proyecto coordinado CGL2013-48202-C02-02.

7. BIBLIOGRAFÍA

Hernández-González, J.Z., Ríos-Mesa, D.J., Celorrio-Dorta, G. 2008. *El castaño en Tenerife. Estudio de la situación del cultivo mediante el uso de sistemas de información geográfica*. Ed. Cabildo Insular de Tenerife. ISBN 978-84-87340-98-7.

Alonso-Benito, A., Arroyo, L.A., Arbelo, M., Hernández-Leal, P., González-Calvo, A. 2012. Pixel and object-based classification approaches for mapping forest fuel types in Tenerife Island from ASTER data. *International Journal of Wildland Fire*, 22, 306-317.

Kruse, F.A. 2004. *Comparison of ATREM, ACORN, and FLAASH Atmospheric Correction using Low-Altitude AVIRIS Data of Boulder*, JPL Airbone Geoscience Workshop, Pasadena, CA.

Li, D., Ke, Y., Gong, H., Li, X. 2015. Object-based urban tree species classification using bi-temporal WorldView-2 and WorldView-3 images, *Remote Sensing*, 7, 16917-16937.

Pontius, R.G., Millones, M. 2011. Death to Kappa: Birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment, *International Journal of Remote Sensing*, 32, 4407-4429.

Richard, J.A., Xiuping, J. 1999. *Remote Sensing Digital Image Analysis An Introduction*, Cambridge University Press, 137 no. 3 339-340.

Comparación de dos modelos físicos de balance de energía para la estimación de la evapotranspiración en zonas agrícolas

Gomis-Cebolla, J., Jiménez-Muñoz, J. C., Sobrino, J. A., Soria, G., Julien, Y., Skokovic, D.
Unidad de Cambio Global, Laboratorio Procesado Imágenes, Catedrático Agustín Escardino, nº 9,
46980-Paterna, España. jose.gomis@es.paterna

Resumen: La evapotranspiración (ET), que incluye la pérdida de agua debida a la evaporación en el suelo y la transpiración debida a las plantas, se trata de un componente clave en el balance de energía y del ciclo del agua terrestre. A nivel agrícola, debido a las numerosas aplicaciones posibles la estimación de esta variable resulta de vital importancia. En este contexto, la estimación indirecta de la ET haciendo uso de modelos físicos de balance de energía y de datos de satélite que permitan cuantificar espacialmente los diferentes parámetros involucrados en el balance de energía se presenta como una alternativa viable. En este trabajo, se presenta la comparación, para la zona agrícola de Barrax, de dos métodos utilizados para la estimación de la evapotranspiración haciendo uso de datos de satélite: SEBS (*Surface Energy Balance System*) y METRIC (*Mapping Evapotranspiration at high Resolution with Internalized Calibration*). En particular se ha hecho uso de imágenes LANDSAT. Los resultados muestran el potencial de estos modelos en las aplicaciones agrícolas.

Palabras clave: ET, LANDSAT, METRIC, SEBS.

Comparison of different physical energy balance models for evapotranspiration estimation in agricultural areas

Abstract: *Evapotranspiration (ET), which includes the loss of water due to evaporation from the soil and the transpiration due to plants is one of the major components of the land surface and water cycle. The estimation of this variable for agricultural management is of vital importance due to the all possible applications derived. In this context, the indirect estimation of ET making use of physical energy balance models and satellite imagery which allows to spatially quantify the related parameters in the energy balance is presented as a possible means. In this study, a comparison between two extensively used methods is performed for the agricultural area of Barrax. These methods are: SEBS (Surface Energy Balance System) and METRIC (Mapping Evapotranspiration at high Resolution with Internalized Calibration). Results show the potential of these models for agricultural applications.*

Keywords: *ET, LANDSAT, METRIC, SEBS.*

1. INTRODUCCIÓN

La evapotranspiración (pérdida de agua debida a la evaporación en el suelo y la transpiración debida a las plantas) juega un papel significativo en la determinación de los intercambios de energía y masa entre la atmósfera, hidrosfera y biosfera (Su, 2002). La modelización de esta magnitud presenta diversas aplicaciones: a nivel agrícola (Allen *et al.*, 2011), en monitorización de la sequía (Anderson *et al.*, 2013), y modelización climática e hidrológica (Karlsson *et al.*, 2015). Aunque las técnicas de medidas convencionales ofrecen soluciones aceptables a nivel puntual en zonas homogéneas, éstas no pueden ser extendidas a escalas mayores debido a la heterogeneidad de la superficie y la propia naturaleza dinámica de los procesos de intercambio de calor (Su, 2002). El uso de imágenes de satélite se presenta como una alternativa viable para cuantificar espacialmente los parámetros involucrados en la estimación indirecta de la evapotranspiración (Su, 2002). En particular entre las diferentes metodologías que hacen uso de este tipo de imágenes destacan los modelos físicos de balance de energía (Allen *et al.*, 2007, Su, 2002). Entre estos los modelos que parametrizan la interfase suelo-planta-atmósfera como una única fuente presentan

ciertas ventajas como el número menor de inputs y un menor coste computacional asociado. Además, cuando son parametrizados correctamente pueden llegar a presentar una exactitud mayor que los modelos de dos fuentes (Byun *et al.*, 2014). En particular, debido a su difusión, destacan el modelo SEBS (*Surface Energy Balance System*) (Su, 2002), y el modelo METRIC (*Mapping Evapotranspiration at high Resolution with Internalized Calibration*) (Allen *et al.*, 2007). Haciendo uso de datos de teledetección y datos meteorológicos son capaces de proporcionar una estimación de la evapotranspiración real. En ambos casos, el flujo de calor latente (evapotranspiración) es obtenido como residuo del balance de energía. La diferencia reside principalmente en la obtención del flujo de calor sensible (H). Para el caso de SEBS, H se deriva a partir de la diferencia de temperatura potencial entre la temperatura del suelo y la temperatura del aire. Este hace uso de la teoría de similitud haciendo una distinción entre la capa superficial de la atmósfera (ASL, en inglés) y la capa límite atmosférica (ABL, en inglés). Además, contiene una formulación dinámica de z_{om} (altura de la rugosidad) (Su, 2002). En el caso de METRIC, se trata de una variante del modelo SEBAL (*Surface Energy Balance*

for Land) (Bastiaanssen, et al., 1998), en dónde H se determina haciendo uso de la relación lineal establecida entre el gradiente de temperatura superficial (dT) y la temperatura superficial (T_s). Esta relación necesita de unos coeficientes de calibración que se obtienen a partir de unos puntos de referencia en los que la ET puede ser independientemente calculada (Allen, 2007).

En el presente trabajo, haciendo uso de imágenes LANDSAT se realiza una comparación de los modelos SEBS y METRIC para la zona agrícola de Barrax (Albacete-España).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio se trata de una zona agrícola de Barrax (Figura 1) situada en la provincia de Albacete. Tiene una elevación de aproximadamente 600 m siendo plana. Se trata de una zona semiárida caracterizada por un clima Mediterráneo templado. En la región de estudio se encuentra la estación automática meteorológica (39,061 °N, 2,099 °W) que proporciona datos desde una altura de 2 m.

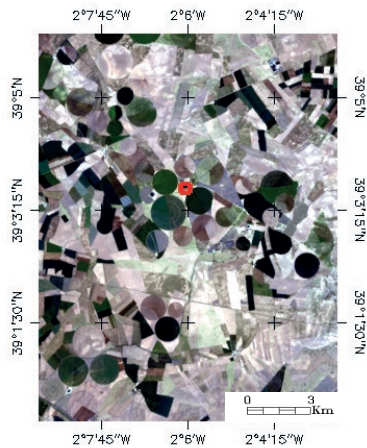


Figura 1. Región agrícola de la zona de estudio. En rojo se indica la ubicación de la estación meteorológica.

2.2. Datos utilizados

En la Tabla 1 se resumen los datos meteorológicos utilizados. Estos corresponden a datos horarios centrados en las 11h (UTC), hora de paso del satélite.

Tabla 1. Datos meteorológicos utilizados, T_a (temperatura aire), U_a (velocidad del viento), K_{down} (radiación solar descendiente) y HR (humedad relativa).

Pasada	T _a (°C)	U _a (m/s)	K _{down} (W/m ²)	HR
10/5/2014	27,55	1,08	865,31	37,56

Para el día especificado en la Tabla 1, se ha descargado la correspondiente imagen LANDSAT brutas (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) conjuntamente con el producto de reflectividad de superficie (ESPA facility).

A partir de estas imágenes han sido obtenidos los inputs necesarios para los modelos SEBS y METRIC: temperatura de la superficie, albedo, NDVI, SAVI y LAI, según (Su, 2002) y (Allen, 2007).

2.3. Modelos SEBS y METRIC

En los modelos SEBS y METRIC la ET para cada píxel de la imagen puede ser obtenida mediante el residuo del balance de energía superficial:

$$LE = R_n - G - H \quad (1)$$

En dónde la R_n es la radiación neta, G el flujo de calor del suelo, H el flujo de calor sensible y LE el flujo de calor latente.

Los modelos SEBS y METRIC difieren principalmente en la estimación de la energía disponible R_n - G. En el caso de SEBS, el flujo de calor del suelo (G) se obtiene a partir de (Allen et al., 2007):

$$G = R_n (\Gamma_c + (1 - f_c)(\Gamma_s - \Gamma_c)) \quad (2)$$

siendo Γ_c 0,05 and Γ_s 0,315 y f_c la fracción de vegetación. El flujo de calor sensible (H) es obtenido a partir de

$$H = ku \cdot \rho C_p (\theta_s - \theta_a) \left[\ln \frac{z - d_0}{z_0} - \psi_H \left(\frac{z - d_0}{L} \right) + \psi_H \left(\frac{z_0}{L} \right) \right]^{-1} \quad (3)$$

siendo k la constante de von-Karman igual a 0,4; u* la velocidad de fricción del aire, ρ la densidad del aire, C_p el calor específico del aire húmedo, d₀ la altura de desplazamiento, L la longitud Monin-Obukhov, ψ_H la función de corrección de estabilidad para la transferencia de calor sensible y θ_a y θ_s la temperatura potencial del aire y del suelo respectivamente. Los valores de H se resuelven mediante un proceso iterativo asumiendo condiciones iniciales de estabilidad.

En SEBS, G es obtenida a partir de (Su, 2002):

$$G = R_n (T_s - 273,15) (0,0038 + 0,007\alpha) (1 - 0,98NDVI^4) \quad (4)$$

Y el flujo de calor sensible resulta de

$$H = ku \cdot \rho C_p dT \left[\ln \left(\frac{z_2}{z_1} \right) - \phi_h(z_2, L) + \phi_h(z_1, L) \right]^{-1} \quad (5)$$

Siendo z₁ y z₂ 0,1 m y 2 m respectivamente. dT es establecida haciendo uso de:

$$dT = aT_{aDEM} + b \quad (6)$$

Los parámetros a y b son estimados contextualmente a partir de puntos de referencia en dónde la ET se puede estimar de forma independiente. Estos puntos corresponden a punto frío (píxel con NDVI elevado, exhibiendo bajas temperaturas, siendo por tanto representativo de condiciones de suficiencia de agua) y un punto caliente (NDVI correspondiente a suelo desnudo, exhibiendo altas temperaturas, siendo representativo de condiciones de sequedad). La obtención de H también resulta de un proceso iterativo asumiendo condiciones iniciales de neutralidad.

2.4. Comparación de los modelos

Los modelos SEBS y METRIC aunque comparten ciertas características difieren en los inputs requeridos y en el procedimiento de obtención de los diferentes flujos involucrados en la estimación de la ET. En el presente trabajo, se pretende analizar este efecto mediante la

intercomparación de los *outputs* de los dos modelos propuestos para una misma región de estudio.

3. RESULTADOS

En la Figura 2 se presenta el resultado del balance de energía según SEBS y METRIC. Se ha considerado para el análisis, LE, H, G y R_n . En las Tablas 2 y 3 se muestran los valores promedio \pm desviación estándar espaciales para tres regiones representativas de vegetación ($NDVI > 0,5$), vegetación + suelo ($0,2 < NDVI < 0,5$) y suelo desnudo ($NDVI < 0,2$). Éstas han sido seleccionadas mediante inspección visual. Se puede comprobar como los dos modelos son capaces de reproducir los patrones espaciales de los diferentes flujos con un alto nivel de similitud. Se observa como para el caso de LE ambos modelos proporcionan resultados coherentes entre sí. No obstante METRIC, sobrestima a SEBS para vegetación + suelo.

En el caso de H, METRIC sobrestima a SEBS para los tres tipos de regiones. No obstante, obtiene valores menos discrepantes para vegetación+suelo y suelo. En el caso de G, se obtienen resultados coherentes según los dos métodos. Aunque en este caso SEBS sobrestima a METRIC en vegetación y METRIC sobrestima a SEBS en las regiones restantes. En el caso de R_n , se obtienen valores coherentes según los dos modelos.

Tabla 2. Valores promedio \pm desviación estándar espaciales para tres regiones (vegetación, vegetación + suelo, suelo) de los flujos LE, H, G y R_n según el modelo SEBS. Las unidades son (W/m^2).

Magnitud	LE	H	G	R_n
Veg	480 \pm 20	30 \pm 10	60 \pm 5	620 \pm 10
Veg+suelo	10 \pm 20	290 \pm 30	105 \pm 5	480 \pm 20
Suelo	0 \pm 0	310 \pm 20	100 \pm 5	410 \pm 20

Tabla 3. Valores promedio \pm desviación estándar espaciales para tres regiones (vegetación, vegetación + suelo, suelo) de los flujos LE, H, G y R_n según el modelo METRIC. Las unidades son (W/m^2).

Magnitud	LE	H	G	R_n
Veg	480 \pm 20	90 \pm 30	40 \pm 5	600 \pm 10
Veg+suelo	120 \pm 60	340 \pm 40	110 \pm 20	550 \pm 20
Suelo	10 \pm 20	400 \pm 40	140 \pm 10	500 \pm 20

Finalmente, en la Tabla 4 se muestran los estadísticos derivados de la comparación (SEBS – METRIC) a nivel de imagen. Se observa que LE y H están altamente correlacionados según los dos modelos. En el caso de G y R_n hay una diferencia mayor (valor de R menor). Teniendo en cuenta la relación entre los valores absolutos, se observa que para todos los flujos METRIC sobrestima a SEBS. En el caso de LE, no obstante, se obtiene un

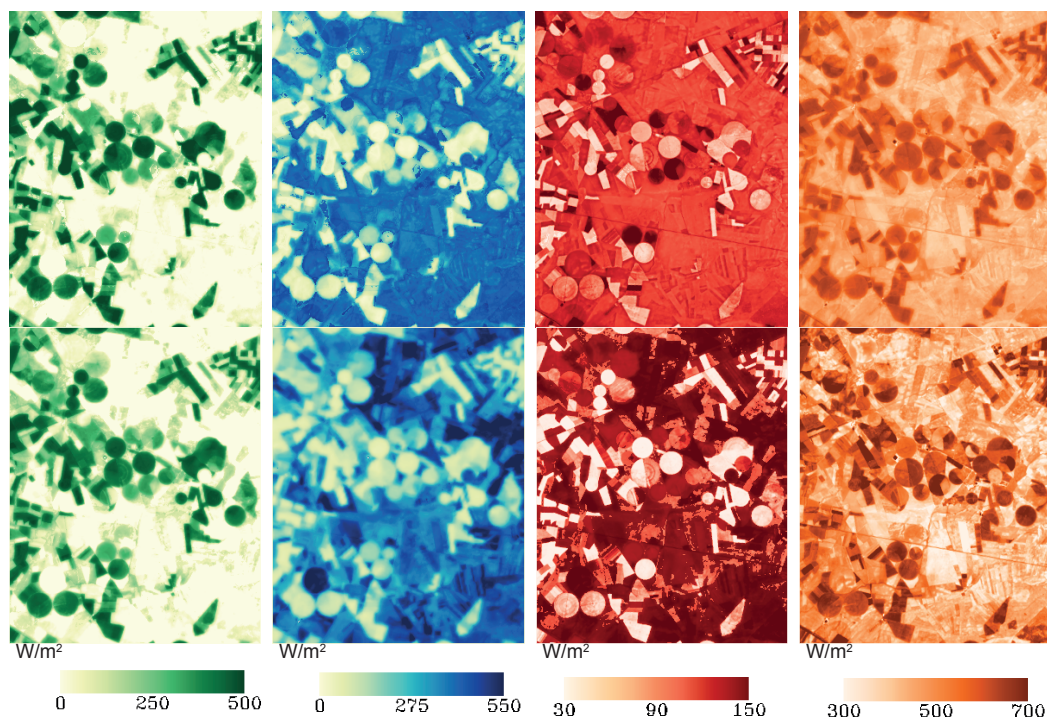


Figura 2. Resultados del balance de energía obtenido según SEBS (arriba) y METRIC (abajo). De izquierda a derecha se presenta el flujo de calor latente (LE), el flujo de calor sensible (H), el flujo de calor del suelo (G) y el radiación neta (R_n). Las unidades son W/m^2 .

bias cercano a 0. Respecto de la diferencia máxima de valores entre los dos modelos, se observa que es para el caso de H (y por consiguiente también R_n) en dónde se obtiene una mayor discrepancia. No obstante, a pesar de esto la LE difiere como máximo $\pm 100 \text{ W/m}^2$ según los dos modelos.

Adicionalmente, con el fin de analizar los resultados a nivel operativo en la Figura 3 se presenta la diferencia SEBS-METRIC en mm/día.

Tabla 4. Estadísticos resultantes de la comparación de SEBS y METRIC considerando toda la imagen (bias (W/m^2), desviación estándar (W/m^2), RMSE (W/m^2) y coeficiente de correlación).

Magnitud	BIAS	STDEV	RMSE	R
LE	-0,77	63,49	65,5	0,94
H	-69,06	80,60	106,13	0,83
G	-11,10	32,41	34,26	0,62
R_n	-55,32	93,59	108,72	0,38

A nivel de imagen los dos modelos presentan un bias de 0,08 y una desviación estándar de 0,6, resultando en un RMSE de 0,6 mm/día. Los valores máximo y mínimo corresponden a -3,4 y 4,5 mm/día. Como se observa en Figura 4, para suelo desnudo se obtienen valores iguales, para vegetación SEBS sobrestima a METRIC, y para vegetación + suelo METRIC sobrestima a SEBS.

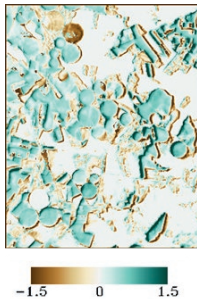


Figura 3. Diferencia SEBS-METRIC en mm/día. Para una mejor visualización, la imagen ha sido ajustada al rango -1.5 a 1.5 mm/día.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

La comparación con medidas *in-situ* de los modelos SEBS y METRIC para la zona agrícola de Barrax ha sido obtenida en estudios anteriores (Su, 2002, González-Piqueras et al., 2015) demostrando la aplicabilidad de estos modelos para el seguimiento de la evapotranspiración. En particular, para SEBS la comparación de valores de fracción evaporativa (EF) muestra resultados satisfactorios (Su, 2002) y para METRIC la comparación con medidas *in-situ* utilizando una torre de flujos turbulentos muestra un RMSE de 40 W/m^2 para LE, representando a escala diaria una ET de $0,58 \text{ mm/día}$.

En el presente estudio se ha realizado una comparación de los modelos SEBS y METRIC. Se ha podido comprobar que a pesar de las diferencias existentes en su modelización permiten obtener valores de LE coherentes a nivel espacial para el caso de estudio. En términos de

valores absolutos, a pesar de obtener un valor de bias cercano a 0, las diferencias entre los dos modelos pueden llegar a ser de hasta $\pm 100 \text{ W/m}^2$. Se observa como el aspecto más influyente es la determinación de H (RMSE de 106,13). Estos resultados están de acuerdo con estudios previos (Timmermans et al., 2009) en dónde también se realiza una intercomparación de modelos de balance de energía en la zona de Barrax. En particular para SEBS y METRIC las diferencias en H pueden atribuirse a discrepancias en la temperatura del aire para SEBS y una no correcta elección de los puntos de referencia para METRIC. Adicionalmente, en el caso de SEBS z_{om} y d_0 son obtenidas a partir de la altura de la vegetación por lo que se necesita una correcta descripción de esta variable. Respecto de la operatividad de los modelos METRIC al no necesitar de la temperatura del aire como input, se presenta como una versión más operativa. Además, la calibración mediante los puntos de referencia reduce el efecto de posibles alteraciones relacionadas con los componentes del balance de energía y corrección radiométrica (Allen et al., 2011).

5. AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido financiado por el Ministerio de Educación, Cultura y Deporte (FPU14/06502), el Ministerio de Ciencia e Innovación (CEOS-Spain2, ESP2014-52955-R) y el proyecto *Smart Irrigation from Soil Moisture forecasts using satellite and hydro-meteorological modelling (SIM)*.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, M.C. et al. 2013. An intercomparison of drought indicators based on thermal remote sensing and NLDAS-2 simulations with U.S drought monitor classifications. *Journal of Hydrometeorology*, 14, 1035-1056.
- Allen, R. et al. 2007. Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC) – model. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 133, 380-394.
- Allen, R. et al. 2011. Satellite-based ET estimation in agriculture using SEBAL and METRIC. *Hydrology processes*, 25, 4011-4027.
- Bastiaansseen, W.G.M. et al. 1988. A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL)-1. Formulation. *Journal of Hydrology*, 212, 198-212.
- Byun, K. et al. 2014. Dual-model approaches for evapotranspiration analyses over homo-and heterogeneous land surface conditions. *Agricultural Forest Meteorology*, 197,169-187.
- González-Piqueras, J. et al. 2015. Seguimiento de los flujos de calor sensible y calor latente en vid mediante la aplicación de balance de energía METRIC. *Revista de Teledetección*, 43, 43-54.
- Karlsson, I.B. et al. 2015. Effect of a high-end CO_2 emission scenario on hydrology. *Climate Research*, 64, 39-54.
- Su, Z. 2002. The surface energy balance system (SEBS) for estimation of turbulent heat fluxes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6, 85-99.
- Timmermans, W.J. et al. 2005. Intercomparison of energy flux models using ASTER imagery at the SPARC 2004 site (Barrax, Spain). *Proceedings of the ESA WPP-250 : SPARC final workshop*.

Desarrollo de metodologías para la caracterización y evaluación de daños por sequía en cereales y almendro

(¹) **Montesinos, S.** (¹), **Erena, M.** (²), **Fernández, L.** (¹), **López, J. A.** (²)
SM GEODIM, SL. Torre Albarrana s/n, 50340 Maluenda, Zaragoza, España. smontesinos@geodim.es
(²) IMIDA. Estación sericícola s/n, 30150 La Alberca, Murcia, España. manuel.arena@carm.es

Resumen: La investigación que se presenta tiene por objeto el desarrollo de diferentes métodos operativos de caracterización del riesgo de sequía en cultivos de almendro en la provincia de la Región de Murcia y en cereales en la provincia de Cuenca. La estimación del riesgo de sequía se basa en el análisis del último periodo oficial de la AEMET (1981-2010). Además, en relación al caso del almendro se analiza el año agrícola 2013-2014, y se utilizan los productos del balance hídrico nacional de la AEMET para la zona de estudio. En la estimación de las precipitaciones mensuales medias en la cuenca del Segura se han utilizado las redes de la AEMET, CHS e IMIDA, y se han cuantificado la superficie de cultivo afectada por término municipal, diferenciando y cuantificando las zonas afectadas según niveles de intensidad de sequía. En el caso de los cereales, el objetivo es realizar una propuesta de aproximación metodológica para la determinación de rendimientos de cereales a partir de imágenes de satélite Landsat 8.

Palabras clave: cereales, almendros, sequía, riesgo, daños, Landsat, área foliar.

Development of methodologies for the characterization and evaluation of drought damages in cereals and almond trees

Summary: The objective of this research is to develop different operational methods for the characterization of drought risk in almond crops in the province of the Región de Murcia and cereals in the province of Cuenca. The estimation of the drought risk is based on the analysis of the last official period of the AEMET (1981-2010). In addition, in relation to the almond tree case, the agricultural year 2013-2014 will be review, and the products of the national water balance of AEMET will be used for the study area. In the monthly average rainfall estimation in the Segura basin, the AEMET, CHS and IMIDA networks have been used and the cultivated area affected by the municipal area has been quantified, differentiating and quantifying the affected areas according to intensity levels of drought. In the case of cereals, the objective is to make a proposal of a methodological approach for the determination of cereals yields from Landsat 8 satellite images.

Key words: cereals, almond trees, drought, risk, damages, Landsat, leaf area.

1. INTRODUCCIÓN

La Agrupación española de entidades aseguradoras de los seguros agrarios combinados (Agroseguro) es una sociedad mercantil anónima, que tiene por objeto la administración de los Seguros Agrarios Combinados.

La complejidad de su actividad, en la que convergen la singularidad de los fenómenos climáticos y el diferente comportamiento de las producciones vegetales, necesita de la investigación como herramienta integradora de estas variables. La presente investigación tiene carácter de “aplicada” con dos objetivos: i) validar el diseño técnico de las coberturas de seguros y ii) desarrollar la técnica de valoración de daños.

La teledetección espacial ha demostrado ser una herramienta operativa en el campo de los seguros agrarios, siendo una fuente de datos básica en el “Seguro de Compensación por Pérdida de Pastos”, donde se ha diseñado una cobertura para la falta de vegetación en los pastos destinados a la alimentación de ganado, calculando el NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) de la comarca donde se localiza la explotación.

La investigación propuesta, tiene por objeto el desarrollo de diferentes métodos operativos de caracterización del

riesgo de sequía en cultivos de almendro, en la Región de Murcia y en cereales, en la Mancha Alta.

La estimación del riesgo de sequía se ha basado en el análisis del último periodo oficial de la AEMET (1981-2010). En el caso del almendro, se ha analizado el año agrícola 2013-2014, y se han utilizado los productos del balance hídrico nacional de la AEMET. En la estimación de las precipitaciones mensuales medias en la cuenca del Segura se han utilizado las redes de AEMET, CHS e IMIDA, y se ha cuantificado la superficie afectada por término municipal, diferenciando y cuantificando las zonas según niveles de intensidad de sequía meteorológica. En el caso de los cereales, el objetivo ha sido realizar una propuesta de aproximación metodológica para la determinación de rendimientos de cereales a partir de imágenes de satélite gratuitas de alta resolución de Landsat 8.

2. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO DE SEQUÍA METEOROLÓGICA EN ALMENDRO

El objetivo es determinar la pérdida económica que, como resultado de la sequía, puede producirse en almendros

cultivados en secano y las posibles mermas productivas y económicas en años venideros.

La zona de estudio está centrada en las áreas productoras de la Región de Murcia y en las provincias de Alicante, Albacete, Almería y Granada.

Se ha establecido el período de retorno de sequía en el último periodo oficial de la AEMET (1981-2010). Se han calculado los umbrales de sequía meteorológica adaptados a la zona de estudio y su distribución mensual para toda el área de interés.

Además, en relación al año agrícola 2013-2014, se han analizado los productos del balance hídrico nacional de la AEMET, es decir, el análisis de los datos diarios entre las fechas: 1 de septiembre de 2013 y 31 de agosto de 2014.

Se ha cuantificado, por término municipal, la superficie de cultivo afectada para el año agrícola 2013-2014, diferenciando las zonas afectadas según niveles de intensidad de la sequía.

2.1. Metodología

La caracterización de la sequía se puede realizar con diversos parámetros como los propuestos por Burton *et al.* (1978), de entre ellos, para el análisis área de almendro de secano afectado por una sequía meteorológica extrema se han utilizado como referencia las precipitaciones anuales de un periodo de 30 años (1981-2010) para un total de 135 estaciones de AEMET, (Botey *et al.*, 2013), (Figura 1).

Los valores normales también se pueden utilizar como referencia para determinar anomalías climáticas, los cuales son relevantes en el seguimiento mensual y estacional del clima.

La caracterización de la sequía se ha realizado mediante el cálculo de quintiles, deciles y percentiles. Esta técnica consiste en dividir la distribución de ocurrencias pluviométricas, durante un período temporal suficientemente largo, en intervalos para cada 20% (quintil), 10% (decil), o 1% (percentil) de la distribución. Al ser valores totalmente referenciados en la serie pluviométrica, ofrecen unos límites más cercanos a la realidad climática del área estudiada.

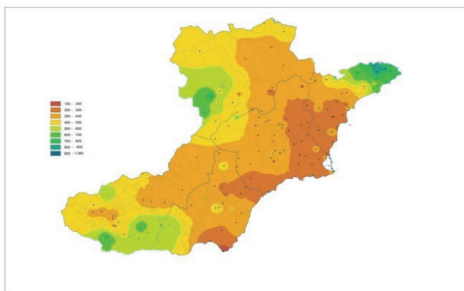


Figura 1. Distribución de estaciones de AEMET y precipitación media la zona de estudio (1981-2010).

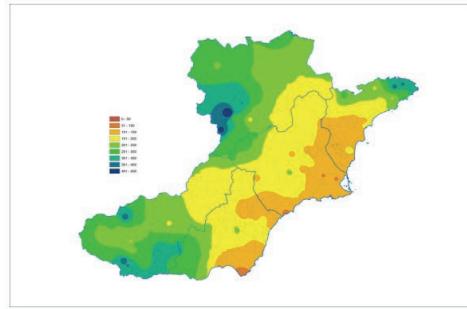


Figura 2. Precipitación de percentil 5% (Período de retorno de 20 años).

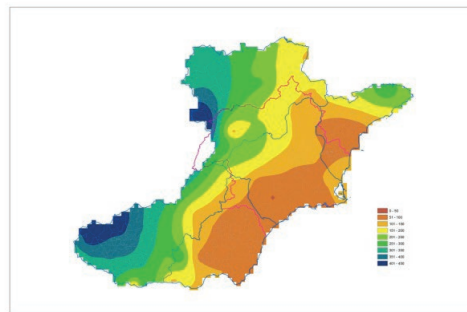


Figura 3. Precipitación año agrícola 2013/2014 según el balance hídrico de AEMET (mm).

Los límites de referencia más utilizados son los correspondientes a los quintiles, de tal forma que un período es *muy seco* cuando el valor de precipitación total se sitúa entre el 20% de los valores más bajos, *seco* cuando se encuentra en el tramo del siguiente 20% de valores, *normal* cuando se sitúa en el tramo del 20% de valores intermedios, *húmedo* en el siguiente tramo del 20%, y *muy húmedo* en el intervalo del 20% de los valores más elevados de la serie.

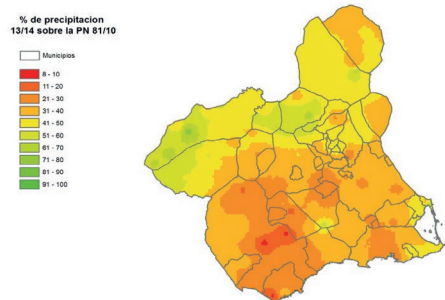


Figura 4. Porcentaje de precipitación del año agrícola 2013-2014 sobre el valor normal.

3. DETERMINACIÓN DE RENDIMIENTOS EN CEREALES

El objetivo de este piloto ha sido llevar a cabo una primera aproximación metodológica para la determinación de rendimientos en cereales a partir de imágenes gratuitas de satélites de alta resolución (10-30 metros). El análisis se ha realizado tomando como referencia las imágenes de Landsat 8 que eran las disponibles en el momento de inicio de los trabajos. El lanzamiento de los satélites Sentinel 2A (2015) y 2B (2017) supone una nueva fuente de datos, con mayor resolución espacial y temporal, para seguir profundizando en el desarrollo de una metodología operativa que permita estimar los daños por sequía en cereales en el territorio español.

El Área Foliar (AF) es una variable utilizada por fisiólogos e investigadores, para estimar la cubierta vegetal, la previsión del crecimiento y el rendimiento de los cultivos (Haboudane *et al.*, 2004). La determinación del AF es fundamental para conocer los procesos biofísicos de los cultivos y para predecir su crecimiento y su productividad (Goetz y Prince, 1996; Liu *et al.*, 1997; Moran *et al.*, 1997; Tucker *et al.*, 1980).

Entre los métodos de estimación del AF se encuentran los modelos basados en la información captada desde sensores remotos. Las imágenes de satélite proporcionan una cuantificación del AF mediante el uso de índices de vegetación (Farrel y Rivas, 2010; Hively *et al.*, 2009) y una estimación de parámetros físicos de la vegetación (López *et al.*, 2007; Pinheiro *et al.*, 2007). Las imágenes facilitan el análisis de la variabilidad del cultivo y de la producción de materia seca.

A partir de las bandas espectrales del infrarrojo próximo y del rojo visible se pueden calcular índices de vegetación, que correlacionen mediante funciones matemáticas con los rendimientos de los cereales existentes en la zona de interés. La estimación de rendimiento de trigo a partir de una función matemática requiere como dato de entrada un índice de vegetación (generalmente se utiliza el NDVI). Diversos estudios (Rivas *et al.*, 2011, Delgado *et al.*, 1997 y Benedetti *et al.*, 1993) han demostrado que existe una relación directa entre el rendimiento del trigo y el índice de vegetación estimado a partir de una imagen Landsat.

3.1. Ensayo

La zona piloto elegida para el ensayo ha sido la comarca de la Mancha Alta en la provincia de Cuenca, cuya población más importante es Tarancón.

Para la determinación de rendimientos de cereales se ha aplicado el método de dispersión de datos utilizando como variable dependiente el dato de producción (suministrado por Agroseguero) y como variable independiente el NDVI (obtenido a partir de imágenes Landsat 8).

Los datos de partida del siniestro ha sido una tabla con 7.464 parcelas de cebada en el año 2014, donde se refleja la *Producción Real Esperada* (PRE), aquella que de no ocurrir siniestro se hubiera obtenido en la parcela y la *Producción Real Final* (PRF), aquella que es susceptible de recolección por procedimientos habituales y técnicamente adecuados. A partir de los

datos de catastro, se han identificado 7.331 de la tabla de partida, obteniendo los polígonos con sus límites administrativos. Sin embargo, se ha podido constatar que existían diferencias significativas entre las superficies declaradas y las superficies recogidas en catastro, por lo que se ha procedido a eliminar de nuestro análisis 603 parcelas que tenían, por exceso o por defecto, diferencias de más de una hectárea.

Paralelamente, se han recopilado las imágenes de Landsat 8 de los años 2013, 2014 y 2015 correspondientes al periodo de máximo desarrollo vegetativo del cereal (Tabla 1).

Tabla 1. Relación de imágenes Landsat 8 utilizadas en el estudio.

2013	2014	2015
	8 de abril	
23 de mayo	10 de mayo	13 de mayo
	11 de junio	
24 de junio	27 de junio	30 junio

Con la resolución espacial de Landsat 8 podemos obtener valores de desarrollo vegetativo cada 30 metros y su integración con los límites de las parcelas catastrales, nos permite determinar los parámetros estadísticos de cada parcela.

Debido a que el NDVI es un Índice de Vegetación (IV) sensible a las situaciones de estrés y a la actividad fotosintética de la planta, se ha trabajado con NDVI sintéticos que recogen el momento de máximo desarrollo vegetativo en cada píxel en el conjunto de imágenes recopiladas.

A partir del análisis espacial de los NDVI sintéticos con los límites de las 6728 parcelas analizadas, se ha obtenido para cada una de ellas el valor medio de los IV en 2013, 2014 y 2015.

3.2. Discusión y conclusiones

En el área de estudio del almendro, el año agrícola 2013-2014 fue extremadamente seco en las 5 provincias. Las precipitaciones recogidas durante este periodo de tiempo fueron entre un 24% y un 57% de las precipitaciones medias normalizadas del periodo 1981-2010. En el caso del observatorio de Murcia fue el año más seco desde que se inició el registro histórico en 1941, (Figuras 3 y 4).

En cuanto al periodo de retorno de este evento, que se puede considerar extremadamente seco desde el punto de vista meteorológico, y se puede asegurar que es superior a 30 años en la zona de cultivos de almendro de secano ya que, para la mayoría de las estaciones, los valores registrados para el año agrícola 2013-2014 son inferiores en un 7% a los valores mínimos de la serie 1981-2010.

Los daños fueron muy elevados en los cultivos de almendro, lo que obligó a la Consejería de Agricultura y Agua de la de la Región de Murcia, a la publicación de una línea de ayudas para la reconstitución del potencial de producción agrario mediante una orden de 30 de diciembre de 2014. La superficie de frutos secos que solicitaron la línea 612 ascendió a 18289 ha, del total de

77341 ha registradas en el SIGPAC, de las cuales el 18% han sido arrancadas durante el periodo 2015-2017

En el estudio de los cereales, la resolución espacial y temporal de Landsat 8 ha demostrado ser suficiente para obtener información de los desarrollos medios existentes en el ámbito de parcela.

El nivel de dispersión de la correlación entre el IV y la PRF es muy alto si se aplica a parcelas distribuidas en un amplio territorio, como es una comarca agrícola. Para reducir esta dispersión es necesario una segmentación del territorio.

La integración de la información aportada por las imágenes de satélite con los datos catastrales nos permite realizar una segmentación en el ámbito de parcela, pudiendo establecer la correlación con la producción obtenida y personalizar los seguros en función de los rendimientos reales.



Figura 5. Clasificación de las parcelas de cereal en función de los daños en la producción.

4. AGRADECIMIENTOS

A la empresa AGROSEGURO por financiar los trabajos y aportar los daños de producción en cereales y de almendro en las parcelas aseguradas.

A los servicios centrales de AEMET por la aportación de los datos meteorológicos y en especial al personal de su Delegación en la Región de Murcia, especialmente M^a del Mar Valcarcel, Luís M^a Bañón y Juan Esteban Palenzuela.

5. BIBLIOGRAFÍA

Benedetti, R., Rossini, P. 1993. On the use of NDVI profiles as a tool for agricultural statistics: the case study of wheat yield estimate and forecast in Emilia Romana. *Remote Sens. Environ.*, 45, 311-326.

Botey, R., Guijarro J.A., Jiménez A. 2013. *Valores Normales de Precipitación Mensual 1981-2010*. AEMET.

Burton, I., Kates, R.W., White, G.F. 1978. *The environment as hazard*. Oxford University Press. New York. 240 pp.

Farrel M., Rivas R. 2010. Relación entre índices de vegetación provenientes de imágenes MODIS y el rendimiento en girasol en el área centro de la pampa, Argentina. *Revista Ciencia*, 5(19), 29-43. Universidad de Catamarca, Argentina.

Goetz S., Prince, S. 1996. Remote sensing of net primary production in boreal forest stands. *Agric. for. Ecol.*, 78, 149-179.

Delgado, J. A., Terrab, R., Illera, P. y Casanova, J.L. 1997. Estimación del rendimiento de la cosecha de cereal mediante imágenes NOAA y datos meteorológicos. En *Asociación Española de Teledetección y Universidad de Santiago de Compostela (ed.) Teledetección aplicada a la gestión de los recursos naturales y medio litoral marino*, pp. 74-77.

Haboudane, D., Miller, J., Pattey, E., Zarco-Tejada, P., Strachan, I. 2004. Hyperspectral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies: Modeling and validation in the context of precision agriculture, *Remote Sensing of Environment*, 90, 337-352.

Hively W., Lang M., McCarty G., Keppler J., Sadeghi A., McConnell L. 2009. Using satellite remote sensing to estimate winter cover crop nutrient uptake efficiency. *Journal of soil and water conservation*, 64(5), 303-313.

Liu J., Chen J., Cihlar J., Park, W. 1997. A process-based boreal ecosystem productivity simulator using remote sensing inputs. *Remote Sens. Environ.*, 62, 158-175.

López-Lozano R., Casterad, M., Herrero-Isern J. 2007. Relación entre desarrollo del cultivo, rasgos edáficos y rendimiento en una parcela de maíz mediante teledetección y SIG. En *Teledetección - Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional*, Rivas R. Grisotto, M Sacido, (Eds) 43-50.

Moran M., Inoue Y., Barnes E. 1997. Opportunities and limitations for image-based remote sensing in precision crop management. *Remote Sens. Environ.*, 61, 319-346.

Pinheiro Povh F., Gimenez L., Salvi J. Frasson F., Molin J., Pualetti V. 2007. Uso de sensor óptico ativo aplicado ao manejo de nitrogênio em trigo. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoramento Remoto, INPE*, 343-350.

Rivas, R., Ocampo, D., Carmona, F 2011. Modelo de predicción de rendimiento de trigo a partir de NDVI: aplicación en el contexto de la agricultura de precisión. *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoramento Remoto - SBSR*, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.0584. *data users' conference*, pp. 467-471. EUMETSAT.

Tucker C., Holben B., Elgin J., McMurtrey, J. 1980. Relationship of spectral data to grain yield variations. *Photogramm. Eng. Remote. Sens.*, 46, 657-666.

Estimación de la superficie de los cultivos y la evapotranspiración de los regadíos de la Cuenca del Guadalquivir por Teledetección

Sánchez Hernández, B. ⁽¹⁾, González Dugo, M. P. ⁽²⁾, Mateos Iñiguez, L. ⁽³⁾
Cifuentes Sánchez, V. J. ⁽⁴⁾, Escudero Barbero, R. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Tecnologías y Servicios Agrarios, S.A., S.M.E., M.P.(Tragsatec), C/ Julián Camarillo 6B, Madrid, CP: 28037.
bsh@tragsa.es, reb@tragsa.es

⁽²⁾ Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera, IFAPA, Centro Alameda del Obispo.
Avda. Menéndez Pidal s/n, Córdoba, CP: 14004.

⁽³⁾ Instituto de Agricultura Sostenible, IAS-CSIC, Alameda del Obispo s/n, Córdoba, 14004.

⁽⁴⁾ Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, Plaza de España, Sector II y Sector III; Sevilla, CP: 41071.

Resumen: La aplicación de la Directiva Marco del Agua exige a los organismos de cuenca una gestión hídrica eficiente y una política de racionalización del uso del agua, en especial en las zonas en las que, como la cuenca del Guadalquivir, es un bien escaso y se produce una gran competencia entre sus distintos usos. Esta necesidad ha impulsado en los últimos años el desarrollo de tecnologías como la teledetección, que permiten su aplicación sobre zonas extensas y una actualización periódica a un precio asequible, gracias al empleo de imágenes de libre disposición. En el presente artículo se describe el trabajo realizado para el cálculo de las necesidades hídricas de los cultivos en regadío en la cuenca hidrográfica del Guadalquivir, con una extensión de 57527 km² y una superficie regada de más de 800.000 ha, donde el consumo de agua para usos agrícolas es mayor que el 85% del total. Este trabajo lo ha llevado a cabo Tragsatec por encargo de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, en colaboración con IFAPA y CSIC, quienes en años anteriores desarrollaron y pusieron a punto un método de cálculo de la evapotranspiración (ET) que combina datos de teledetección con modelos agronómicos y datos agrometeorológicos (precipitación y evapotranspiración de referencia). El modelo aplicado calcula coeficientes de cultivo (Kc) a partir de índices de vegetación obtenidos a partir de series temporales de imágenes de satélite. Este modelo ya ha sido aplicado en la cuenca del Guadalquivir en campañas anteriores (entre 2007 y 2010). Se presenta su implementación y resultados para la campaña 2015.

Palabras clave: gestión hídrica, teledetección, cultivos en regadío, cálculo ET, necesidades hídricas, cuenca del Guadalquivir.

Estimation of the area and evapotranspiration of irrigated crops in the Guadalquivir basin using remote sensing techniques

Abstract: *The Water Framework Directive calls water authorities to enforce efficient and rational water management. This is of paramount importance in areas such as the Guadalquivir basin where the water is a scarce resource and there is also an intense competence among the different users. In the last years, this issue has encouraged the development of new technologies, such as remote sensing, that allow analysing large areas with periodic updating at low cost, thanks to the availability of free satellite images. The aim of this paper is to describe the methodology to calculate the water requirements of the irrigated crops in the Guadalquivir basin, which has an extension of 57527 km² and an irrigated surface of 800,000 ha. In this area, 85% of the water is used for agriculture. This work has been carried out by Tragsatec at the request of the Guadalquivir River Basin Agency (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir) in collaboration with IFAPA and CSIC, whom in the last years developed a methodology to calculate evapotranspiration (ET) by combining remote sensing data with agronomic models and weather data collected at meteorological stations. The methodology computes crop coefficients (Kc) from vegetation indices time series obtained from satellite images. This model has been already applied in the Guadalquivir basin between 2007 and 2010. This study presents the implementation and results during the season 2015.*

Keywords: *water management, remote sensing, irrigated crops, evapotranspiration, irrigation requirements, Guadalquivir basin.*

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años, la disponibilidad de series temporales de imágenes de satélite de libre acceso y alta resolución espacial está fomentando el empleo de la teledetección por parte de las Administraciones Públicas. El presente trabajo describe la aplicación de esta tecnología en el ámbito espacial de la cuenca hidrográfica

del Guadalquivir para la estimación de las necesidades hídricas de los cultivos en regadío.

Las series temporales de imágenes permiten realizar un seguimiento de la evolución de la demanda de agua en las distintas zonas de regadío a lo largo de la campaña agrícola, lo que sin duda ayudará en la gestión y planificación de los recursos hídricos.

Este trabajo se ha desarrollado en dos etapas:

- 1) La generación de una capa de superficies de cultivo obtenida mediante técnicas de clasificación de la serie temporal de imágenes.
- 2) La cuantificación y evolución de las necesidades hídricas por cultivos y zonas de regadío cada 10 días a lo largo de la campaña agrícola.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Imágenes empleadas

Se ha utilizado la serie de imágenes Landsat8 y 7 de las escenas 202-34, 201-34 y 200-34 que cubren en su práctica totalidad la superficie en regadío de la cuenca.

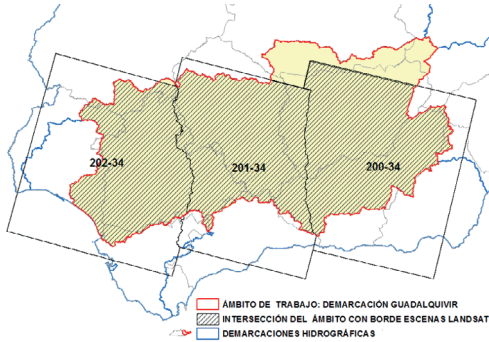


Figura 1. Ámbitos de trabajo y escenas Landsat 8.

Las imágenes se han seleccionado con el criterio de cubrir uniformemente la campaña agrícola de 2015 entre principios de Marzo y finales de Septiembre, disponer de al menos una imagen al mes y que estén, en lo posible, libres de nubes. Preferentemente se han utilizado datos Landsat 8 pero en los casos en los que la cobertura nubosa no lo permitía, se ha recurrido a imágenes Landsat 7. Con esta frecuencia de datos se recoge el periodo de desarrollo completo de los cultivos anuales mayoritarios en la zona (algodón, cereal, arroz...).

Las fechas de las imágenes procesadas se relacionan en la tabla 1.

Tabla 1. Relación de imágenes (escenas/sensor). Campaña 2015.

Mes	202/34			201/34		200/34	
	Día	Sen.	Día	Sen.	Día	Sen.	
03	08	L8	09	L7	10	L8	
04	01	L7	02	L8	19	L7	
05	11 y 27	L8	20	L8	13	L8	
06	28	L8	05	L8	30	L8	
07	30	L8	07 y 23	L8	16	L8	
08	15	L8	16	L7	01	L8	
09	24	L7	25	L8	02 y 18	L8	
10	02	L8					

Se han utilizado los productos *Higher Level Science Data* de Landsat, en concreto las imágenes con nivel 1 de procesado para las composiciones RGB de visualización, imágenes BOA (reflectividades *Bottom of Atmosphere*)

para el preparación de datos y máscaras de nubes e índices SAVI BOA para las clasificaciones.

Una descripción detallada de las características de estos productos puede consultarse en: https://landsat.usgs.gov/sites/default/files/documents/si_product_guide.pdf

El índice SAVI (Soil-Adjusted Vegetation Index. Huete, A.R. 1988) se calcula mediante la siguiente ecuación

$$SAVI = \frac{IRP - R}{IRP + R + L} * (1 + L) \quad (1)$$

Siendo IRP la reflectividad correspondiente a la banda del infrarrojo cercano, R la reflectividad correspondiente a la banda del rojo y L el factor de ajuste del suelo, al que se le atribuye el valor 0,5 para situaciones distintas de suelo y vegetación, aunque por definición puede variar entre 0 y 1 en función de la cobertura.

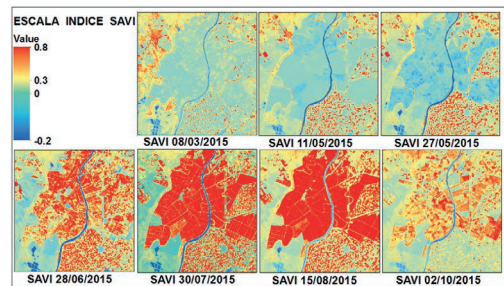


Figura 2. Detalle de serie de imágenes SAVI de la zona de los arrozales del Bajo Guadalquivir.

Las imágenes del SAVI (Figura 2) proporcionan la información necesaria para la discriminación de los principales cultivos herbáceos de la cuenca, atendiendo a su ciclo fenológico.

Sin embargo, la resolución espacial de Landsat (30 metros) resulta claramente insuficiente para la discriminación de los cultivos permanentes (cítricos, frutales, olivar y viñedo). Por ello se ha empleado como referencia la información de SIGPAC.

2.2. Generación de la capa de cultivos en regadío

Debido a la amplitud y heterogeneidad climática de la cuenca, el proceso de clasificación se ha abordado de forma estratificada, dividiendo el territorio en 5 zonas agroclimáticas de comportamiento similar en cuanto al ciclo de crecimiento de los cultivos (González-Dugo et al., 2013).

La clasificación de los cultivos herbáceos se ha realizado a partir del compuesto multitemporal de SAVI, usando las declaraciones de cultivo de la PAC, en la fase de entrenamiento y asignación.

Los pasos del proceso de clasificación son los siguientes: 1) Definición de cultivos objetivo. Se ha utilizado la encuesta ESYRCE sobre superficies y rendimientos de cultivos de España para la selección de los cultivos herbáceos en regadío mayoritarios en Andalucía.

2) Caracterización de la evolución temporal del SAVI de los cultivos objetivo. Se han generado las curvas de evolución temporal del SAVI para cada

cultivo, empleando para ello muestras de campo y las declaraciones de la PAC.

3) Clasificación y proceso de asignación. Se ha realizado mediante árboles de decisión que tienen en cuenta la evolución temporal de los índices de vegetación y la información de los cultivos de las declaraciones de la PAC. Se parte de clasificaciones no supervisada (ISODATA) del compuesto multitemporal de los índices de vegetación SAVI, cada clase engloba los píxeles con una similar evolución temporal del índice de vegetación. A continuación, estas clases se comparan con las firmas temporales de referencia de los cultivos objetivo, utilizando el criterio de mínima distancia. El método de cálculo se basa en la ecuación de distancia Euclídea (Swain y Davis, 1978). El resultado es un fichero de distancias espectrales que asigna la probabilidad de correspondencia de cada clase radiométrica a un cultivo objetivo. Esta información se utiliza, junto con la declaración de todos los cultivos de la PAC por parcela, para construir árboles de decisión de asignación de cultivo: los píxeles se asignan si tienen alta probabilidad de pertenencia a una clase y coinciden con el cultivo declarado en la PAC. Los píxeles que no cumplen estas condiciones se asignan en una segunda vuelta de clasificación considerando solo su evolución temporal de los índices SAVI.

4) Validación de la clasificación. Se ha empleado una muestra de campo independiente de 3.343 ha, obteniéndose una precisión global del 88.43 %.

El resultado final, incorporando los cultivos permanentes, se muestra en la Figura 3.

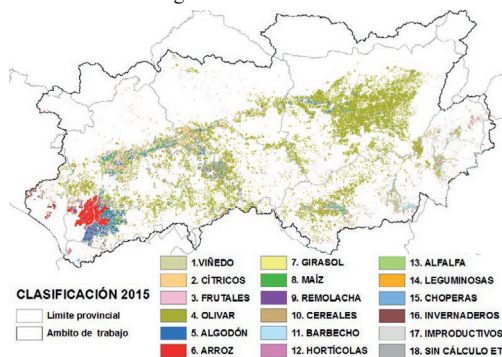


Figura 3. Capa de cultivos en regadío 2015.

2.3. Cálculo de evapotranspiración (ET)

La evapotranspiración real de los cultivos (ET, mm) se obtiene siguiendo el procedimiento propuesto por FAO56 (Allen et al., 1998a) según el cual:

$$ET = Kc \times ETo \quad (2)$$

Siendo Kc un coeficiente de cultivo que varía para cada cultivo a lo largo del ciclo de crecimiento y ETo, la evapotranspiración de referencia. El dato de ETo se ha obtenido de la red RIA/SIAR.

Los valores del coeficiente de cultivo (Kc) se calculan, según FAO (Doorenbos y Pruitt, 1977; Allen et al., 1998), a partir de la siguiente expresión dual:

$$Kc = Kcb \times Ks + Ke \quad (3)$$

Donde Kcb es el coeficiente de cultivo basal (obtenido en función del SAVI según González-Dugo y Mateos, 2008), Ks un coeficiente de estrés y Ke el componente evaporativo del suelo. Tanto Ks como Ke son de difícil estimación a nivel de cuenca. Por tanto, el método se simplifica asumiendo que los cultivos no sufren estrés hídrico (Ks=1), lo que proporciona el techo de necesidades hídricas, mientras que con respecto a Ke, IFAPA e IAS-CSIC, desarrollaron un método de cálculo que infiere el término Kc del término Kcb y del coeficiente de cultivo para suelo desnudo obtenido mediante simulaciones del balance de agua para cada zona agroecológica (Mateos et al., 2013). Este método ya se aplicó para obtener resultados en las campañas de 2007 a 2010 (González-Dugo et al., 2013).

A partir de estos ficheros se interpola para obtener el valor de Kc diario en cada punto. El producto del Kc y la ETo de la estación meteorológica más cercana, ambos a escala diaria, proporcionan el valor final de ET del cultivo asumiendo que no sufre estrés hídrico.

Esta metodología para el cálculo de ET está implementada en una aplicación informática, desarrollada sobre ENVI que permite obtener de forma operativa las capas de ET decenales y acumuladas.

3. RESULTADOS

3.1. Capa de cultivos en regadío

A partir de la cual se pueden inferir las superficies que se recogen en la tabla 2.

Tabla 2. Superficies de cultivos en ha.

USOS	SUP(ha)	CLASE	SUP (ha)
LEÑOSOS	604.673	Olivar	503.629
		Frutales	50.520
		Cítricos	42.427
		Choperas	5.985
		Viñedo	2.112
		HEBÁCEOS	290.038
		Algodón	47.256
		Girasol	37.813
		Arroz	37.144
		Maíz	26.503
		Alfalfa	15.872
		Leguminosas	7.608
		Remolacha	6.023
OTROS REGADÍOS	32.525	Hortícolas	25.605
		Invernaderos	6.920
OTROS USOS		Improductivo	53.254
		Barbecho	43.569
		Sin calculo ET	27.443

3.2. Capas de ET decenal y acumulada por campaña
Son los mosaicos de ET en mm calculada con la metodología descrita, agrupada por decenas y por campaña. En la Figura 4 se muestra el mosaico de ET total acumulado por campaña.

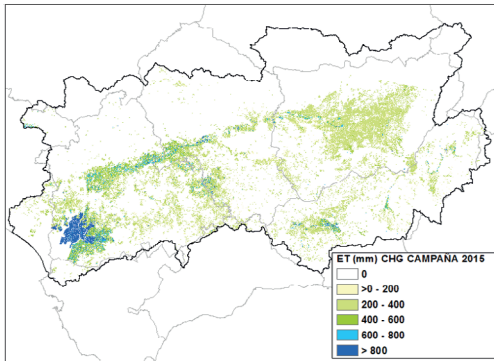


Figura 4. ET acumulada de 2015

3.3. Variación decenal de ET por cultivo

Quizá sea este uno de los resultados más interesantes para la gestión hídrica por su variabilidad espacio temporal dentro de cada campaña agrícola. La gráfica de la evolución de ET se recoge en la Figura 5.

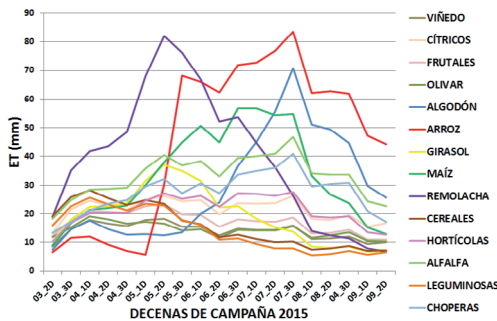


Figura 5. Variación decenal de ET 2015.

3.4. Resultados por unidades de agregación

Son las siguientes capas SIG (no presentadas en esta comunicación):

- Cobertura de superficies de cultivo.
- Cobertura agrometeorológica, con la media en mm de las variables Evapotranspiración (ET), Precipitación media (P) y Riego (R).

4. DISCUSIÓN

Se trata de una metodología robusta (Mateos L. et al., 2013), con resultados contrastados durante varios años de aplicación, datos escalables espacialmente, de aplicación operativa durante el año en curso y de bajo coste por el acceso abierto a las imágenes.

Es de destacar el interés de los resultados obtenidos para el organismo de cuenca. Permite obtener unos datos

sobre las superficies regadas, las necesidades hídricas y la distribución temporal de las demandas de agua de gran utilidad para la toma de decisiones en las labores de gestión y tareas de planificación hídrica.

5. BIBLIOGRAFÍA

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56*, Rome, Italy.

Doorenbos, J., Pruitt, W.O. 1977. Crop water requirements. *Irrigation and Drainage Paper No. 24*. (rev.) FAO, Rome, Italy. 144 p.

González-Dugo, M.P., Escuin, S., Mateos, L., Cano, F., Cifuentes, V., Padilla, F.L.M, Tirado, J.L, Oyonarte, N., Fernández, P. 2013. Monitoring evapotranspiration of irrigated crops using crop coefficients derived from time series of satellite images. II. *Application on basin scale, Agricultural Water Management, 125*, 92-104.

González-Dugo, M.P., Mateos, L. 2008. Spectral vegetation indices for benchmarking water productivity of irrigated cotton and sugarbeet crops. *Agricultural Water Management, 95*, 48-58.

Huete, A.R. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote sensing of environment, 25*(3), 295-309.

Mateos, L., González-Dugo, M.P., Testi, L., Villalobos, F.J. 2013. Monitoring evapotranspiration of irrigated crops using crop coefficients derived from time series of satellite images. I. *Method validation. Agricultural Water Management, 125*, 81-91.

Swain, P. and Davis, S. 1978. *Remote sensing: the quantitative approach*. McGraw-Hill International Book Co.

Variación espacio-temporal de la fenología del arroz en Aragón a partir de información multispectral satelital

Guillén, M., Moreno-García, B., Quilez, D., Casterad, M. A.

Unidad de Suelos y Riegos- CITA de Aragón (Unidad asociada EEAD-CSIC), Avda Montañana 930, 50059 Zaragoza.
mguillenc@aragon.es, bmorenoga@cita-aragon.es, dquilez@aragon.es, acasterad@aragon.es

Resumen: El manejo de los cultivos exige conocer su fenología anual para poder establecer los momentos adecuados en los que llevar a cabo diferentes actuaciones durante la campaña agrícola. Las imágenes multispectrales son una fuente de información que se está incorporando en herramientas de ayuda a la toma de decisiones en agricultura. El propósito de este trabajo es conocer la variación espacio-temporal de la fenología del arroz en Aragón para decidir las fechas idóneas de adquisición de imágenes a partir de las cuales se pueda diseñar una herramienta de ayuda a la toma de decisiones en la aplicación de la fertilización nitrogenada. Para ello se construyen y comparan series temporales de NDVI obtenidas, según los años, de imágenes Landsat o Deimos, con las que se caracteriza el ciclo fenológico del arroz en siete localidades distribuidas en las zonas arroceras de Aragón durante el periodo 2008-2013. Los resultados obtenidos muestran que el desarrollo del cultivo fue similar todos los años, excepto en 2013 debido a condiciones meteorológicas adversas después de la siembra. Además, no parecen existir diferencias de ciclo entre las distintas localidades, a excepción de Ejea de los Caballeros con un desarrollo inicial del cultivo más lento. Esta uniformidad de ciclos del cultivo simplifica y abarata la adquisición de la información espectral al no precisarse de imágenes en fechas diferentes para cada localidad.

Palabras clave: Arroz, NDVI, Fenología, Landsat, Deimos.

Spatio-temporal variation of rice phenology in Aragon from satellite multispectral information

Abstract: The knowledge of crop phenology is necessary to establish the right times to carry out agricultural activities during the growing season. Multispectral images provide relevant crop information and are being incorporated into decision support tools in agriculture. The objective of this work was to study the spatio-temporal variation of rice phenology in Aragon to determine suitable dates for the acquisition of images for the design of a decision support tool for N topdressing recommendations. To achieve this objective, series of NDVI (from Landsat or Deimos depending on the year) were built and compared to characterize rice phenological cycle in seven locations distributed in the rice-growing areas of Aragon in the years 2008 to 2013. The results showed that the crop development was similar between years, except in 2013 due to adverse meteorological conditions after sowing. Moreover, phenological cycles in the different locations were similar, except for Ejea de los Caballeros where the initial crop development was lengthier. This uniformity in crop development could simplify and reduce the cost of the acquisition of the spectral information since it is not necessary to obtain images at different dates for each location.

Keywords: Rice, NDVI, Phenology, Landsat, Deimos.

1. INTRODUCCIÓN

Tener información del estado de los cultivos es útil para el buen manejo de los mismos y poder realizar estimaciones de su producción. La información del desarrollo fenológico de los cultivos es fundamental porque describe el estado de las variedades y especies cultivadas y la relación de estas con las condiciones edafoclimáticas (Boschetti *et al.*, 2009). El seguimiento fenológico se realiza en campo, normalmente mediante visualización de características morfológicas fácilmente reconocibles (BBCH, 2001) siguiendo un sistema internacional, con una descripción estandarizada y con un código del estado de desarrollo de la planta.

Mediante análisis multitemporal de índices de vegetación también se puede caracterizar el desarrollo fenológico. El índice espectral más común para el seguimiento y evaluación de la cobertura vegetal es el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). En el

caso del arroz, Boschetti *et al.* (2009) identificaron con éxito su fenología (emergencia, espigado y maduración) utilizando valores de NDVI obtenidos del sensor de resolución media MODIS en un seguimiento realizado durante cinco años (2001-2005) en una zona arroceras de Italia. Wang *et al.* (2014, en un ensayo de arroz localizado en Nanjing (China), estudiaron la posibilidad de utilizar el NDVI derivado de medidas de radiómetro en campo para detectar fechas de inundación y trasplante, ahijado, desarrollo de la panícula, espigado y floración, madurez y cosecha. Encontraron una muy buena relación entre la fenología del arroz y cambios en su NDVI, y determinaron que este índice puede ser muy útil para monitorizar la fenología a gran escala.

El objetivo de este trabajo es caracterizar a partir de información multispectral el ciclo fenológico del arroz en Aragón, para conocer la variación espacio-temporal de la fenología en esta región, y poder decidir las fechas idóneas de adquisición de imágenes a partir de las cuales

diseñar una herramienta de ayuda a la toma de decisiones en la aplicación de la fertilización nitrogenada.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Cultivo de arroz en Aragón

El arroz en Aragón, casi en su totalidad variedad Guadamar, está localizado en las comarcas de Ribera del Ebro y Cinco Villas en la provincia de Zaragoza y Bajo Cinca y Flumen-Monegros en la de Huesca (Figura 1). Se cultiva en primavera-verano bajo inundación. La siembra se suele realizar sobre el 10 de mayo y la cosecha sobre el 10 de octubre. El ciclo fenológico suele tener una duración de entre 150-180 días. Este ciclo está dividido en tres fases: *fase vegetativa*, período que va desde la germinación hasta el final de ahijamiento con una duración de unos 50-60 días; *fase reproductiva*, desde la iniciación del primordio de la panícula hasta la floración, 10-40 días; y finalmente la fase de maduración, a partir de la floración hasta la madurez, 50-80 días (Arasanz, 1995 en Anane, 2000).

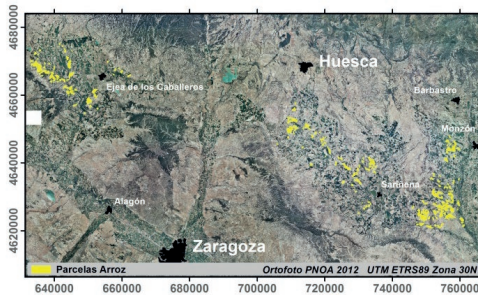


Figura 1. Zonas arroceras en Aragón entre los años 2009-2013.

Las condiciones climáticas, heterogéneas en un territorio extenso como Aragón, afectan al desarrollo de los cultivos. En el caso del arroz la temperatura y el viento son las variables meteorológicas más influyentes. Para conseguir una muestra representativa de la variabilidad espacio temporal de la fenología en Aragón se eligió un periodo de estudio de seis años, 2008 a 2013 y una muestra de parcelas distribuidas por todas las comarcas en que se cultiva arroz.

2.2. Fuentes de información utilizadas

Se utilizó información de la base de datos cartográfica disponible en el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA), proveniente de fondos propios y de diversas administraciones públicas. Concretamente se utilizaron: (i) datos SIGPAC de los años 2008-2013, procedentes del Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente del Gobierno de Aragón; (ii) Ortofotos del año 2012 del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG); (iii) 35 imágenes de satélite Landsat 5-TM del periodo 2008-2011, 6 imágenes de satélite Deimos de 2012, y 7 imágenes de satélite Landsat 8-OLI de 2013 obtenidas

del Plan Nacional de Teledetección (PNT). Todas las imágenes utilizadas estaban corregidas geométrica y radiométricamente (corrección atmosférica y cálculo de reflectividades).

2.3. Selección de las parcelas de estudio

Se seleccionaron parcelas distribuidas por todo el territorio para recoger la variedad climática, varietal y de prácticas agrícolas que se pueden encontrar en estas zonas arroceras. Concretamente se eligieron parcelas en los municipios de Ejea de los Caballeros (Zaragoza), Alcolea de Cinca, Grañén, Lalueza, Monzón, San Miguel de Cinca, Sangarrén, Sariñena, Torralba de Aragón, Barbués-Torres de Barbués y Villanueva de Sigüenza (Huesca).

La elección se realizó a partir de los datos SIGPAC, escogiendo recintos que tuvieran declarado arroz en los años del periodo de estudio. Las parcelas definitivas a utilizar en el estudio se determinaron tras comprobar visualmente sobre composiciones falso color de las imágenes, que efectivamente eran parcelas cultivadas con arroz.

2.4. Extracción de información de las imágenes de satélite

Para caracterizar el desarrollo del cultivo se eligió el NDVI, índice que se obtuvo de cada una de las imágenes seleccionadas

En cada parcela se aplicó un "buffer" interior de 50 m para eliminar el efecto borde y se extrajo la información estadística básica del NDVI, media (NDVI), máximo, mínimo y la desviación estándar, en cada una de las fechas de estudio. Se analizaron los datos obtenidos para cada uno de los municipios y años comparando para un mismo año los diferentes municipios, así como para un mismo municipio los diferentes años.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Variabilidad anual del NDVI

En la Figura 2 se presentan para cada año de estudio la evolución del NDVI, obtenido de imágenes Landsat para los años 2008-2011 y 2013 y Deimos para el año 2012, en cada localidad. En términos generales, los ciclos de las distintas localidades son bastante similares (las líneas de evolución tienden a ir paralelas), produciéndose los incrementos o descensos de NDVI en los mismos momentos.

En las áreas de estudio el arroz presenta siempre valores de NDVI entre 0,1 y 0,3 en abril, valor característico de la respuesta de un suelo indicando que todavía no se ha inundado las parcelas. Con las imágenes disponibles es difícil determinar exactamente el momento del inicio del ciclo del cultivo. Sería necesaria una mayor densidad de imágenes en ese periodo concreto. Sin embargo, sí se aprecia que generalmente, durante la primera quincena de mayo se produce un descenso relevante del NDVI respecto al presentado en abril, llegando según los años a valores cercanos a 0 e incluso negativos. Es el periodo

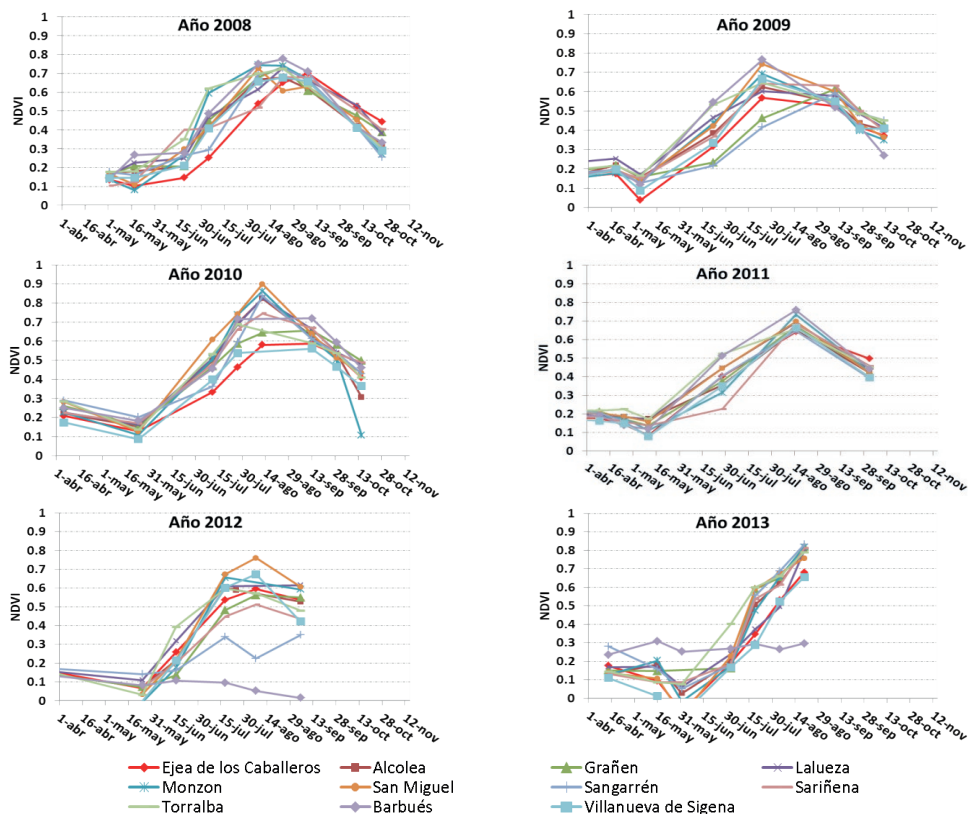


Figura 2. Evolución del NDVI medio en las distintas localidades de Aragón estudiadas.

en el que se produce la inundación de las parcelas y la siembra del cultivo.

En las localidades estudiadas, los mayores NDVI se obtienen normalmente en agosto, alcanzando en algunas localidades y años, parcelas con $\overline{\text{NDVI}}$ superiores a 0,8 (Figura 2). Aunque no se puede determinar el momento exacto de máximo desarrollo vegetativo, si se aprecia el final del periodo del crecimiento del cultivo, momento límite para aplicar la fertilización.

3.2. Variabilidad fenológica entre años

En general, en todas las localidades estudiadas, los ciclos de cultivo en los diferentes años parecen seguir la misma pauta, a excepción del año 2013. Las causas del comportamiento diferencial en 2013 se deben a adversas condiciones meteorológicas. En este año el descenso del NDVI se produce a finales de mayo en lugar de a mediados de mayo indicando un retraso en la siembra de unos 15 días. Este retraso fue debido a bajas temperaturas en mayo, temperatura media entre 2 y 6° C inferior al resto de años, y a la mayor velocidad del viento, entre 0,6 y 0,9 m/s superior al resto de años. Durante 2013 el desarrollo vegetativo parece ser menor en todas las localidades aunque en agosto, periodo de máximo

desarrollo vegetativo, no difiere del resto de años. Las mayores temperaturas en julio, 1 a 2°C de promedio, que en el resto de los años pudieron contribuir a este rápido desarrollo.

En el año 2012 también parece que la siembra fue en general algo más retrasada, si bien la falta de imágenes entre 28 de marzo y 25 de mayo impide asegurarlo.

3.3. Variabilidad fenológica entre zonas

Las pendientes entre el valor de $\overline{\text{NDVI}}$ mínimo en mayo y el máximo en julio o agosto, y entre el mencionado valor máximo y el mínimo en septiembre-octubre dan idea de la variabilidad del ciclo entre localidades (Figura 2). En general no hay grandes diferencias entre las distintas localidades en cuanto a desarrollo del cultivo, a excepción de Ejea de los Caballeros. En esta localidad la curva de evolución del NDVI tiende a ir hasta agosto por debajo de las de otras localidades, lo que revela un menor desarrollo vegetativo. Suelen sembrar la misma variedad, Guadiamar, que en las otras localidades, e incluso variedades de ciclo más corto como Tea, ya que es una zona más fría y con más viento.

El ciclo vegetativo en Ejea de los Caballeros, parece que tiende a ser más largo ya que se puede observar que los

NDVI máximos se producen más tarde en el año y la curva de evolución de $\overline{\text{NDVI}}$ presenta una tendencia más suave que en el resto de localidades. En el año 2008, se puede observar claramente esta diferencia, los valores $\overline{\text{NDVI}}$ en Ejea están por debajo de los del resto de municipios hasta agosto y además se produce un desfase en la curva de NDVI, observándose el máximo valor a mediados de septiembre. En el resto de los años, no se observa este desfase, pero sí se observa que los valores máximos de NDVI son siempre de los más bajos (en algunos casos por debajo de 0,6 como en los años 2009 y 2010).

El año 2008 presenta las mayores variaciones en el momento de implantación del cultivo entre zonas. En los municipios de Alcolea de Cinca, Grañén, Lalueza, Sangarrén, Sariñena, Torralba de Aragón, Barbués y Villanueva de Sigena se observa un ligero adelanto en la fecha de siembra del cultivo (finales de abril) mientras que Ejea, Monzón y San Miguel de Cinca la siembra se realizó en las fechas habituales (primera quincena de mayo).

En el año 2009 las localidades de Sangarrén y Grañén presentan un claro desfase en el ciclo vegetativo, difícil de explicar ya que las temperaturas fueron las normales en la zona. Las localidades de Barbués, sin cultivo de arroz en 2012 y 2013, Torralba de Aragón y San Miguel de Cinca tienden a presentar los mayores desarrollos vegetativos, alcanzando en general $\overline{\text{NDVI}}$ más alto que en la mayoría de las otras localidades durante el periodo de crecimiento del cultivo (mayo-agosto).

4. CONCLUSIONES

Con las imágenes de satélite LANDSAT (resolución temporal de 16 días) es difícil identificar con exactitud en Aragón tanto el momento de implantación del arroz (primera quincena de mayo generalmente) como el de su máximo desarrollo (agosto generalmente). La utilización conjunta de imágenes de diferentes satélites de resolución similar (Spot, Deimos, Landsat, etc.) y/o satélites con mayor resolución temporal (Sentinel 2), permitirá disponer de datos con mayor frecuencia para así poder caracterizar con más precisión la variabilidad temporal y espacial de los ciclos del arroz en Aragón.

Variabilidad espacial del ciclo del arroz. No se aprecian diferencias importantes en los ciclos vegetativos del arroz, casi en su totalidad variedad Guadamar, entre las 11 localidades analizadas en Aragón, a excepción de Ejea de los Caballeros donde el ciclo es más largo debido a la climatología (zona más fría y con mayor viento).

Variabilidad temporal del ciclo del arroz. Los ciclos del arroz caracterizados en el período 2008-2013 siguen pautas similares a excepción del año 2013. En este año se produjo un retraso de 15 días en la siembra y un menor desarrollo vegetativo inicial que se igualó al resto de años en agosto, momento de máximo desarrollo. Las causas de este comportamiento diferente en 2013 se atribuyen a que en el momento de la siembra (mayo) la temperatura fue entre 2-6°C inferior y la velocidad del viento entre 0,6-0,9 m/s mayor al resto de años.

En los arrozales aragoneses la utilización de imágenes obtenidas mediante sensores aeroportados o de satélite sobre grandes extensiones podría ser factible para ayudar a tomar decisiones en el ajuste de la fertilización nitrogenada. El período que se necesita tener bien caracterizado con las imágenes es el comprendido entre la segunda quincena de julio y primera de agosto, momento de máximo desarrollo del cultivo en el que se cubre la lámina de agua y último momento de aplicación del abonado. Las fechas indicadas pueden variar en aquellos años en los que las condiciones meteorológicas, temperatura y viento principalmente, vengan muy diferentes a lo habitual.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte de actividades desarrolladas en los proyectos RTA2010-00126 y RTA20130-0057-C04.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Anane, M. 2000. *Determinación mediante datos de satélite de la superficie y distribución del cultivo del arroz en Huesca en 1991 y 1996*. Tesis Máster os Science. Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza. CIHEAM. 171 pp.
- Arasanz, M. 1995. Aspectos técnicos del cultivo del arroz. En: *Jornada sobre calidad: El cultivo y futuro del arroz*, Huesca, 12 y 13 de Diciembre 1995. Documento fotocopiado. Federación Aragonesa de Cooperativas Agrarias. Zaragoza. 11pp.
- BBCH. 2001. *Growth stages of mono-and dicotyledonous plants* (Monographs). Ed. Uwe Meier, Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry.
- Boschetti, M., Stroppiana, D., Brivio, P., Bocchi, S. 2009. Multi-year monitoring of rice crop phenology through time series analysis of MODIS images. *International Journal of Remote Sensing*, 30(18), 4643-4662.
- Wang, L., Zhang, F., Jing, Y., Jiang, X., Yang, S., Han, X. 2014. Multi-temporal detection of rice phenological stages using canopy spectrum. *Rice Science*, 21(2), 108-115.

Análisis multitemporal de la pérdida de la capacidad hídrica a causa de los cambios generados en los suelos usando imágenes Landsat: Estudio de caso Córdoba-Colombia entre los años 1985 y 2016

Martin Vega, D. ⁽¹⁾, Pulido Sáenz, J. ⁽²⁾, Upegui Cardona, E. S. ⁽³⁾

(1) Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá, Colombia. daniela.martin@igac.gov.co

(2) Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia. jeffersonpsaenz@gmail.com

(3) Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Grupo GEFEM & Rama IEEE - Capítulo GRSS. Carrera 7# 40B-53 C.P. 110231, Bogotá, Colombia. esupeguic@udistrital.edu.co

Resumen: Los usos no regulados de los suelos en Colombia son causantes de la pérdida de la capacidad hídrica que aqueja al país actualmente. Las cuencas media y alta del río San-Pedro, el cual abastece de recurso hídrico al Municipio de Puerto Libertador (Córdoba-Colombia), ha presentado diferentes dinámicas en sus usos y coberturas a través del tiempo, las cuales actualmente no han sido cuantificadas. Para cuantificar la afectación presente en la zona de estudio se aprovecharon las capacidades de los análisis de teledetección, hidrología y suelos. En estudio se centró en la obtención y evaluación de cada uno de los elementos de la Ecuación Universal de Pérdida del Suelo Revisada. Los resultados muestran preliminarmente que las prácticas de ganadería y agricultura serían la principal causa de la pérdida del suelo en la región. Los cauces del río San-Pedro y sus principales afluentes son los lugares más afectados por la erosión, lo que disminuye la oferta de recurso hídrico en la región.

Palabras clave: RUSLE, usos y coberturas del suelo, morfometría de cuencas, gestión del agua, gestión del suelo, recursos hídricos.

Multitemporal analysis of the loss of water capacity due to changes in soils using Landsat images: Case study Córdoba-Colombia between 1985 and 2016

Abstract: *The unregulated uses of soils in Colombia are responsible for the loss of water capacity that currently afflicts the country. The middle and upper basins of the San Pedro river, which supplies water resources to the Municipality of Puerto Libertador (Córdoba-Colombia), have presented different dynamics in their uses and coverages over time, which have not been quantified at present. In order to quantify the present affectation in the study area, the capabilities of remote sensing, hydrology and soil analysis were used. The study focused on obtaining and evaluating each of the elements of the Universal Equation of Soil Loss Revised. The results show preliminary that livestock and agriculture practices would be the main cause of soil loss in the region. The channels of the San Pedro river and its main tributaries are the places most affected by erosion, which reduces the supply of water resources in the region.*

Keywords: *RUSLE, land use land cover, watershed morphometry, water management, soil management, water resources.*

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los principales problemas ambientales actualmente en Colombia es la pérdida de la capacidad hídrica a causa de los cambios generados en los suelos (García Olmos *et al.*, 2003). La capacidad hídrica puede entenderse como la cantidad de agua que puede retener un suelo, y a mayor pérdida de suelo, menor es la capacidad hídrica del mismo. En Colombia se han llevado a cabo varios estudios para determinar el impacto de los cambios de cobertura, tal es el caso de Ceballos y Toro (2012) quienes realizaron un análisis en el que se evaluó la susceptibilidad a la erosión por el cambio de cobertura debido a la minería en el Municipio de Anorí en el departamento de Antioquia, y se comprobó que los proyectos mineros contribuyen al aumento de la susceptibilidad a la erosión. Igualmente, (Ceballos y Toro, 2012) plantean que la Ecuación Universal de Pérdida del Suelo Revisada (RUSLE por sus siglas en inglés) busca calcular la susceptibilidad a la erosión, y explica la capacidad de un área para ser modificada o afectada por factores externos en su propensión para

erosionarse. Recientemente, Teng *et al.* (2016) utilizaron la RUSLE para estimar el potencial de pérdida de suelo a causa del agua en amplias áreas de tierra en Australia. Entre los insumos utilizados se encontraban las imágenes de satélite para modelar la pérdida de suelo por erosión hídrica.

El río San Pedro es la fuente hídrica principal proveedora de agua del Municipio de Puerto Libertador (Córdoba - Colombia), del cual no se tienen estudios concretos acerca de los diferentes factores que lo han impactado ambientalmente. Con el fin de paliar esta ausencia de información y determinar los factores que han influido en la pérdida de suelo de la cuenca media y alta del Río San Pedro, se encontraron los cambios de coberturas vegetal y la dinámica de misma a partir de teledetección; se analizó cuantitativa y físicamente la cuenca caracterizándola la morfometría de la cuenca; y finalmente, se realizó el análisis de pérdida de suelo para identificar las variables que causan erosión y cuantificar la pérdida de suelo usando la RUSLE.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

El área de estudio de este proyecto (Figura 1) corresponde a 583,07 km² ocupados por las cuencas alta, media y una parte de la cuenca baja del río San Pedro, en el municipio de Puerto Libertador (Córdoba).

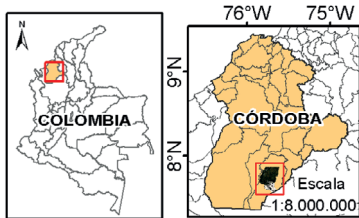


Figura 1. Localización de la zona de estudio.

Los materiales utilizados para el proyecto se relacionan a continuación. Para el análisis multitemporal se seleccionaron tres escenas de la misma zona (path:9/row:55) de las misiones de Landsat adquiridas en diferentes periodos de tiempo: a) el 5 de junio de 1985 (Landsat 5 TM); b) el 19 de septiembre de 1999 (Landsat 7 ETM+); y c) el 14 de febrero de 2016 (Landsat 8 OLI TIRS). Un Modelo Digital de Elevación – MDE – de 30 metros de resolución espacial, generado por la Misión de Topografía de Radar (SRTM por sus siglas en inglés) de la NASA en el año 2000. Información de suelos del departamento de Córdoba y cartografía básica de la región (IGAC, 2009). Datos pluviométricos de cinco estaciones cercanas al área de estudio proporcionados por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM). Por último, se utilizó el Plan de Ordenamiento Territorial – POT – del Municipio de Puerto Libertador.

Los softwares utilizados en el proyecto corresponden a: ENVI 5.3 y ATCOR2 de ERDAS para la calibración radiométrica; ArcGIS 10.3.1 para la corrección hidrológica del (MDE), el procesamiento digital de las imágenes, la clasificación de coberturas y el álgebra de mapas; IDRISI Selva 17 (módulo de gestión integrada del agua) para la caracterización morfométrica.

2.2. Clasificación de cobertura del suelo

Como pre-procesamiento de las imágenes se realiza la corrección geométrica; calibración radiométrica (para ajustar los niveles digitales de cada imagen, en valores de radiancia y reflectancia mediante un factor de conversión de 0,1); y corrección atmosférica.

El sistema de clasificación utilizado en el proyecto corresponde a LCCS-2 (*Land Cover Classification System 2*), desarrollado por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) junto con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y que permite realizar una clasificación estandarizada de las imágenes independiente de su escala o medidas utilizadas para el mapeo (Di Gregorio y Jansen, 2005). Mediante un análisis de uso de

suelos de la zona de estudio y las características descritas en LCCS-2, se determina el tipo de coberturas que se encuentran en la zona de estudio y se define la leyenda de clasificación.

En cada una de las imágenes se generaron los polígonos de entrenamiento (aproximadamente 200 muestras), a partir de interpretación visual de las imágenes de satélite teniendo en cuenta la leyenda de clasificación del LCCS-2, para posteriormente realizar la clasificación supervisada de máxima verosimilitud.

2.2.1. Evaluación de las clasificaciones

La evaluación de las clasificaciones obtenidas de cada una de las imágenes se verifica a través del coeficiente Kappa y la precisión global usando 40 puntos de muestra para cada cobertura definida según la leyenda de clasificación LCCS-2. Adicionalmente, para la clasificación realizada a partir de la imagen del año 2016 se realiza validación en campo, utilizando un equipo GPS y siguiendo una ruta prediseñada para analizar la cobertura.

2.2.2. Dinámica de la cobertura vegetal

Para generar el mapa de la dinámica de la cobertura vegetal se utilizan las clasificaciones supervisadas de los años de inicio y fin del período de estudio (1985 y 2016). Las coberturas fueron codificadas a partir del número 1 asignado al suelo desnudo, hasta llegar al número 7 asignado a la vegetación boscosa. El código 8 fue reservado para las zonas sin información (para nubes y sombra de nubes). Para obtener el mapa resultante se realiza un álgebra de mapas de las clasificaciones para restar los valores de los píxeles de la imagen del año 2016 a la del año 1975. Para la interpretación del resultado se tiene en cuenta que un valor negativo se traduce en pérdida de cobertura vegetal, un resultado positivo supone ganancia, y un resultado de cero indica que la cobertura se mantuvo. El mapa resultante permite determinar los lugares donde ha habido una mayor o menor dinámica de la cobertura vegetal según sea el caso.

2.3. Análisis hidrológico y morfométrico

Para realizar el análisis hidrológico es necesario utilizar el MDE. Como pre-procesamiento se realiza la corrección hidrológica al MDE a partir de la cobertura de ríos y quebradas de la región, permitiendo distinguir los drenajes en la parte más baja de la zona de estudio.

Posteriormente, se realiza la verificación de las unidades hidrográficas según la metodología Pfafstetter (Ruiz y Torres, 2008) encontrando los cuatro principales afluentes del río San Pedro y la posterior segmentación de los nueve vínculos de la red hidrográfica.

La caracterización morfométrica se realiza a partir de la herramienta Ciclo del Agua (IDRISI Selva, 2009) usando las unidades hidrográficas definidas y el MDE corregido hidrológicamente. El análisis morfométrico es la forma más utilizada para el análisis de cuencas y se asocia con la interpretación de accidentes geográficos originados de manera fluvial (Chandniha y Kansal, 2014); contemplan varios tipos de indicadores. Dentro de los parámetros de forma se encuentran el perímetro, la longitud del curso principal, el coeficiente de sinuosidad total, el área, el

factor de forma, el coeficiente de compacidad y el factor de elongación. En los parámetros relativos al relieve se encuentra la curva hipsométrica y la pendiente media de la cuenca, y en los parámetros relativos al drenaje se define la densidad del drenaje, la pendiente media del río principal y el tiempo de concentración (Gaspari *et al.*, 2012).

2.4. Cálculo RUSLE

RUSLE estima la pérdida anual de suelo que se debe a la erosión utilizando un enfoque de factores basado en la precipitación, erodabilidad del suelo, longitud y pronunciación de la pendiente, usos y manejos de la cobertura y prácticas de conservación del suelo como insumos. La ecuación fue definida por Wischmeier y Smith en 1978 (Ecuación 1).

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

donde: A = promedio de pérdida anual de suelo; R = factor de erosividad de la lluvia; K = factor de erodabilidad del suelo; LS = factor topográfico; C = factor de manejo de cobertura; P = factor de prácticas de cultivo.

En el caso colombiano Restrepo y Alviar (2013) categorizaron la pérdida de suelo según la Tabla 1.

Tabla 1. Clasificación de la degradación por erosión.

Clase de degradación	Pérdida de suelo [Ton ha año]
Ninguna o ligera	< 10
Erosión baja	10 – 24
Erosión moderada	25 – 49
Erosión alta	50 – 100
Erosión muy alta	> 100

Para implementar la RUSLE se hallan cada uno de los factores de la Ecuación 1 de manera individual y se realiza la operación a través del álgebra de bandas.

El factor R hace uso de la información pluviométrica diaria reportada de las estaciones del IDEAM. Para la estimación de este factor se utilizó el Índice Modificado de Fournier (IMF), método explicado por Lince Salazar y Castro Quintero (2015), con lo que posteriormente se estimó el índice de erosividad de la lluvia anual a partir de los datos de las estaciones pluviométricas de los años 2006 a 2015.

Para hallar los valores del factor K se digitalizó el mapa de suelos del departamento de Córdoba y se asignaron los valores de erodabilidad del suelo de cada una de las asociaciones, que fueron definidos a partir de la información de las clases texturales, la fertilidad y el porcentaje de materia orgánica del suelo.

El factor LS se determina a partir de la acumulación del flujo y las pendientes (en porcentaje) halladas con el MDE según el método definido por Sheikh *et al.* (2011). Para el cálculo del factor C se utiliza la clasificación supervisada más reciente, es decir la del año 2016, asignando un factor (Wischmeier y Smith, 1978) a cada una de las clases de coberturas determinadas en la leyenda según LCCS-2.

El factor P se halla utilizando las pendientes del MDE, las cuales son re-clasificadas en cinco categorías, y se asignan valores según el tipo de cultivo presente en la zona de estudio (Parveen y Kumar, 2012).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Morfometría y análisis hidrológico

La Tabla 2 presenta los resultados morfométricos obtenidos para la zona de estudio. Los valores de la caracterización indican que la cuenca es poco propensa a presentar lluvias intensas y simultáneas sobre su superficie, el tiempo de concentración de una gota de lluvia es bajo de acuerdo con las medidas de perímetro y área de la cuenca. Los datos muestran que en la cuenca se presenta una baja concentración de aguas de escurrimiento

Tabla 2. Morfometría de la cuenca hidrográfica.

Indicador	Valor
Perímetro	151,74 km
Longitud del curso principal	42,98 km
Coefficiente de sinuosidad total	1,45
Área	478,64 km ²
Factor de forma	0,26
Coefficiente de compacidad	1,96
Relación de elongación	0,57
Densidad del drenaje	0,7568 km/km ²
Pendiente media de la cuenca	14,1%
Pendiente media del río principal	2,91%
Tiempo de concentración	5,26 horas

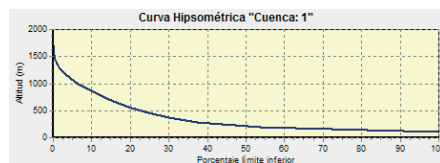


Figura 2. Curva hipsométrica.

La Figura 3 muestra la curva hipsométrica resultante, la cual por su forma indica que la cuenca se encuentra en un avanzado grado de desarrollo, es decir que se caracteriza por la deposición de sedimentos y a su vez por una baja erosionabilidad.

3.2. Clasificación de cobertura del suelo y dinámica de la cobertura vegetal

La Tabla 3 muestra los tipos de cobertura (leyenda LCCS-2) y sus áreas respectivas para cada año analizado. Respecto a la cobertura de agua, tanto fluida como permanente, los datos muestran una disminución importante desde año 1985 hasta el año 2016. Sin

Tabla 3. Área en km² de tipos de coberturas por año.

Cobertura	Año 1985	Año 1991	Año 2016
Suelo desnudo	7,17	4,44	12,28
Agua Fluida	14,21	2,72	1,13
Agua Permanente	35,76	4,62	0,59
Áreas cultivadas	86,40	80,90	81,65
Veg. Herbácea	85,50	59,32	45,20
Veg. Arbustiva	137,13	226,35	166,63
Veg. Boscosa	134,46	162,75	134,77
Sin Información	82,44	41,97	140,81

embargo, para una correcta interpretación de los datos debe tenerse en cuenta las zonas sin información, por lo que utilizar series de imágenes a lo largo del año podría ayudar a mejorar los resultados obtenidos.

La tabla 4 presenta los resultados de la validación de las clasificaciones, las cuales en general presentan una alta concordancia.

Tabla 4. Validación clasificaciones por año.

Año	Coefficiente Kappa	Precisión global
Imagen 1985	0,869	88,60%
Imagen 1999	0,920	93,08%
Imagen 2016	0,906	91,88%
Verif. en campo 2016	0,819	81,64%

Los resultados de la dinámica de la cobertura vegetal se presentan en la Figura 3 (izquierda), observando una mayor pérdida de cobertura vegetal en las zonas cercanas al cauce principal del río San Pedro y sus afluentes en el sector suroccidental. Por otro lado, hay grandes zonas con menor dinámica que evidencian la recuperación de la vegetación principalmente en el sector noroccidental, gracias a los programas de reforestación de las industrias presentes en la zona (color verde oscuro). Lo anterior sugiere que la deforestación no es un problema grave en la zona puesto que ha tenido una cobertura vegetal mayoritariamente constante. Sin embargo, en el cauce del río y sus afluentes ha habido un impacto evidente.

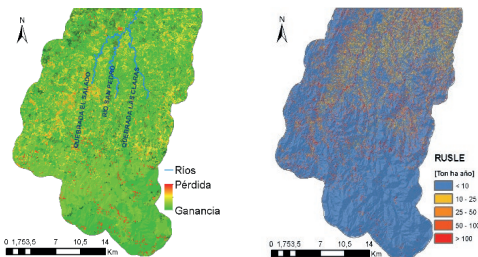


Figura 3. Izquierda. Mapa de dinámica de la cobertura vegetal 1985 – 2016; Derecha. Mapa de pérdida de suelo anual.

3.3. Pérdida de suelo – RUSLE

El factor R junto con los datos pluviométricos muestran una baja erosividad en la zona de estudio. En cuanto al factor K, los datos sugieren que la mayor erodabilidad del suelo se presenta en los alrededores del río San Pedro. A partir de la aplicación de la Ecuación 1 se obtuvo el mapa de la Figura 3 (derecha), clasificado de acuerdo con lo especificado en la Tabla 1. Los resultados muestran que la mayor pérdida de suelo se presenta en los sectores cercanos a la ronda del río San Pedro (color), sus principales quebradas y las vías más importantes de la zona, donde se encuentran mayoritariamente los usos del suelo de ganadería y cultivos (tonos color naranja).

4. CONCLUSIÓN

Este trabajo plantea el tema del uso de la clasificación de imágenes de satélite a lo largo del tiempo (años

1985, 1999 y 2016) como una entrada de información para determinar la pérdida del suelo en el río San Pedro, al caracterizar el factor de pérdida de cobertura de la ecuación RUSLE. Los demás factores de la ecuación fueron calculados y evaluados apoyados en el DEM, los datos pluviométricos y la información de suelos. De esta manera, el presente trabajo cuantifica y espacializa inicialmente la pérdida del suelo que se ha presentado en la zona de estudio, lo que tendría que comprobarse experimentalmente en trabajos posteriores.

5. BIBLIOGRAFÍA

Ceballos Ospina, D., Toro, L.J. 2012. Evaluación de la susceptibilidad a la erosión por el cambio de cobertura debido a la minería, en el Municipio de Anorí, Antioquia, Colombia. *Gestión y Ambiente*, 15(3), 51-64.

Chandniha, S.K., Kansal, M.L. 2014. Prioritization of sub-watersheds based on morphometric analysis using geospatial technique in Piperiya watershed, India. *Appl. Water Sci.*, 1–10.

Di Gregorio, A., Jansen, L.M. 2005. Sistema de la Clasificación de la Cobertura de la Tierra. Conceptos de Clasificación y Manual Para el Usuario. *Geo-Spatial Data And Information*, 226.

García Olmos, C.F., Ochoa Cruz, E.R., Riaño Melo, O., Achury Arias, A.M. 2003. Modelo predictivo para cuantificar la erosión hídrica con base en experimentación en Sabrinski Municipio de Mosquera. *Colombia Forestal*, 8(16), 65-76.

Gaspari, F.J., Vagaria, A.M.R., Senisterra, G.E., Denegri, G., Delgado, M.I., Besteiro, S. 2012. Caracterización morfométrica de la cuenca alta del río Sauce Grande, Buenos Aires, Argentina. *AUGMDOMUS* 4, 143–158.

Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (2009). Estudio General de Suelos y Zonificación de Tierras del Departamento de Córdoba.

Lince Salazar, L.A., Castro Quintero, A.F. 2015. Erosividad de la lluvia en la Región Cafetera de Quindío, Colombia. *Cenicafé*, 66(1), 25–31.

Parveen, R., Kumar, U. 2012. Integrated approach of Universal Soil Loss Equation (USLE) and geographical information systems (GIS) for soil risk assessment in Upper South Koel Basin, Jharkhand. *Journal of GIS*, 4, 588-596.

Restrepo Estrada, C., Alviar Ramírez, M. 2013. Usos óptimos del suelo bajo enfoques ambientales y económicos. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 69, 229-243.

Ruiz, R., Torres, H. 2008. Manual de procedimientos de delimitación y codificación de unidades hidrográficas.

Sheikh, A.H., Palria, S., Alam, A. 2011. Integration of GIS and Universal Soil Loss Equation for soil loss estimation in a Himalayan Watershed. *Recent Research in Science and Technology*, 3(3), 51-57.

Teng, H., Viscarra Rossel, R. A., Shi, Z., Behrens, T., Chappell, A., Bui, E. 2016. Assimilating satellite imagery and visible–near infrared spectroscopy to model and map soil loss by water erosion in Australia. *Environ. Modelling & Soft.*, 77, 156–167.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning.

Mejora en la calibración de un modelo hidrológico distribuido en base a teledetección

Olmos Giménez, P. ⁽¹⁾, García Galiano, S. ⁽¹⁾, Martínez Pérez, J. A. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Unidad Predepartamental de Ingeniería Civil, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII, 52, Cartagena 30203, España. sandra.garcia@upct.es

Resumen: El crecimiento demográfico y los usos consuntivos intensos en el Sureste de España, donde la agricultura constituye el 80% del consumo de agua, generan fuertes presiones sobre los recursos hídricos. Este es el caso de la Cuenca del Segura, donde se proyecta un escenario futuro plausible de escasez de agua. El objetivo principal de este trabajo es la evaluación de los impactos del cambio climático sobre los procesos del ciclo del agua a escala de cuenca, considerando un forzamiento desde teledetección tanto de precipitación (P) como evapotranspiración real (ETreal), estimadas ambas desde satélite. La cuenca de estudio corresponde a la cuenca de aporte al Embalse de Fuensanta, cuenca cabecera del río Segura. Para mejorar la calibración espacial del modelo hidrológico a escala mensual utilizado, se consideró un algoritmo para la estimación de ETreal basado productos diarios del sensor MODIS para un periodo de 10 años, aplicando un método basado en la evapotranspiración potencial y el índice de vegetación mejorado (EVI) estimado desde teledetección. Se evaluará el potencial del uso de datos de precipitación estimada desde satélite PERSIANN-CDR. El modelo original Témez fue modificado para considerar como inputs ETreal y PERSIANN-CDR, en un entorno SIG. Los resultados del análisis del producto PERSIANN-CDR con datos al suelo, han sido satisfactorios. El uso de información meteorológica satelital – tanto precipitación como ETreal –, presenta ventajas sustanciales sobre todo en zonas donde la densidad de las redes meteorológicas es escasa.

Palabras clave: simulación hidrológica continua, evapotranspiración real desde satélite, precipitación desde satélite, España.

Improvement in the calibration of a distributed hydrological model forced by remote sensing

Abstract: *The population grown and the intense water consumptive uses in the South East of Spain, where the 80% of available water is used by the agriculture, generate pressures on water resources. This is the case of the Segura River basin, where a future scenario of water scarcity is the more plausible one. The main objective of this work is the assessment of climate change impact on water cycle processes at basin scale, considering a hydrological model forced by precipitation (P) and actual evapotranspiration retrieved from remote sensing. The study basin corresponds to Fuensanta Reservoir basin, headbasin of Segura River basin. To improve the spatial calibration of the applied monthly hydrological model, an algorithm for actual evapotranspiration (ETact) retrieval from remote sensing was considered. ETact was estimated from daily products of MODIS sensor for 10 years period, applying a method based on potential evapotranspiration and enhanced vegetation product (EVI). The evaluation of robustness of satellite rainfall estimates (SRE) as PERSIANN-CDR product will be evaluated. The original Temez model was modified to consider as inputs ETact and SRE in a GIS framework. The results from the assessment PERSIANN-CDR with ground truth were satisfactory. The use of meteorological datasets identified from remote sensing – both rainfall and ETact-, presents substantial advantages in areas with sparse meteorological networks.*

Keywords: *hydrological continuous simulation, actual evapotranspiration retrieval from remote sensing, Spain.*

1. INTRODUCCIÓN

El sureste español está sujeto a fuertes presiones en los recursos hídricos debido al crecimiento de la población y los intensos usos consuntivos. Este es el caso de la cuenca del Río Segura (en adelante SRB), una región donde aproximadamente el 80% del agua disponible se destina a actividades agrícolas. La SRB es una zona azotada por sequías recurrentes, siendo la escasez hídrica uno de sus principales problemas.

Al estudiar los impactos del cambio climático en los recursos hídricos, se debe considerar que la incertidumbre debida al modelo hidrológico usado para generar las proyecciones es relativamente pequeña en comparación con la incertidumbre debida a los

escenarios de emisión de gases de efecto invernadero y de los modelos climáticos (Prudhomme y Davies, 2009). Para incrementar la confiabilidad de las proyecciones climáticas e hidrológicas a escala de cuenca, se propone aplicar metodologías de generación de combinaciones (*ensembles*) de Modelos Climáticos Regionales (RCMs). Entre ellas, destacan las planteadas originalmente por Giorgi y Mearns (2002), y modificada posteriormente por Olmos *et al.* (2016), entre otros.

En el presente trabajo, se propone en primer lugar la aplicación de una robusta metodología para la construcción de los ensembles de RCMs en orden a aumentar la confiabilidad de las proyecciones climáticas. Para luego, aplicar los ensembles meteorológicos como forzamiento

de un modelo hidrológico distribuido espacialmente. Con el objetivo último de mejorar la calibración espacial del modelo hidrológico, se propone una metodología para la evaluación de la evapotranspiración real desde teledetección, así como el uso de estimas de precipitación desde satélite (producto PERSIANN-CDR) como forzamiento del modelo hidrológico.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Localización de la zona de estudio y bases de datos

La zona de estudio corresponde a la cuenca de aporte al Embalse de Fuensanta (en adelante cuenca de Fuensanta). La ubicación de la zona de estudio en la Península Ibérica y en la Cuenca del Río Segura, se puede observar desde la Figura 1 a) y b), respectivamente. La cuenca de Fuensanta presenta un área de 1120 km², y altitud media de 1263 m.

Se ha trabajado con una base de datos de alta resolución de temperaturas y precipitaciones diarias, denominada Spain02 (Herrera *et al.*, 2010). La misma presenta resolución espacial 0,2°. Así como se ha contado con los RCMs provistos por el proyecto ENSEMBLES Project RT2B (Christensen *et al.* 2009). Se ha trabajado con 17 RCMs seleccionados (escenario A1B) considerando el período temporal 1961–2050, y resolución espacial 25×25 km. Luego, 906 sitios fueron identificados para la España peninsular desde la malla provista por los RCMs.

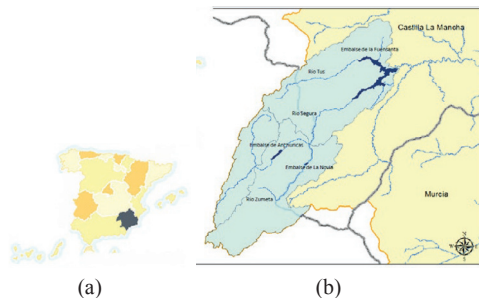


Figura 1. Zona de estudio: (a) Cuenca del Segura en la Península Ibérica; y (b) cuenca de Fuensanta.

Las bases de datos provenientes de teledetección para la estimación de evapotranspiración real, ha correspondido a productos derivados desde el sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) a bordo del satélite TERRA de la NASA (MOD11A1 *Surface temperature*, LST; MOD13Q1 *Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI; y MOD09A1 *Reflectances*). En cuanto a la estima de precipitación desde satélite ha correspondido al producto PERSIANN-CDR (*Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks*, Ashouri *et al.*, 2015). PERSIANN-CDR provee de series temporales de 30 años de datos de precipitación diaria a escala global.

2.2. Estimación de ET_{real} desde teledetección y ET_{pot}

La estimación de la distribución espacial de la evapotranspiración real se llevó a cabo para el período

2000-2005. Se aplicó un método gráfico propuesto por Jiang y Islam (2001), basado en la interpretación del espacio generado por la representación de la temperatura superficial (LST) versus el NDVI (Figura 2), ambos obtenidos desde teledetección. La expresión de Priestley y Taylor (1972) para la evaporación de equilibrio desde una superficie húmeda (λET_{real}) bajo condiciones mínimas de advección es dada por:

$$\lambda ET_{real} = \phi \left[\frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \right] (R_N - G) \quad (1)$$

donde Δ (Pa K⁻¹) es la pendiente de la curva de presión de vapor de saturación a una temperatura del aire dada (T_a), γ es la constante psicrométrica (Pa K⁻¹), y ϕ (adimensional) es el parámetro de Priestley–Taylor, que generalmente se interpreta como la relación entre la evapotranspiración real ET_{real} y la de equilibrio. Normalmente este parámetro se asume igual a 1,26 para superficies húmedas), G es el flujo de calor del suelo, y R_N es la radiación neta.

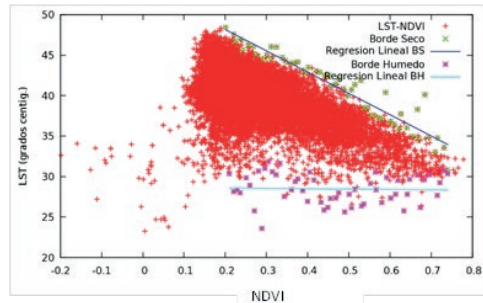


Figura 2. Relación entre LST y NDVI obtenida desde MODIS para el día 05/06/2001.

Las distribuciones espaciales de evapotranspiración potencial (ET_{pot}), utilizadas como entrada al modelo hidrológico, se han estimado a escala de cuenca desde ambas bases de datos (Spain02 and RCMs). Se ha aplicado una versión modificada del modelo propuesto por Hargreaves y Samani (1985), desarrollado por Maestre *et al.* (2013).

2.3. Construcción de ensembles y modelo hidrológico

Para la construcción de los ensembles de RCMs se ha aplicado una modificación del método *Reliability Ensemble Averaging* (REA) propuesto inicialmente por (Giorgi y Mearns, 2002). La metodología aplicada en la revisión del método original es explicada en detalle por Olmos *et al.* (2016).

El modelo hidrológico utilizado ha correspondido al modelo Témez (1977), aplicado a escala mensual de forma distribuida espacialmente. Los parámetros del modelo (capacidad máxima de humedad del suelo, infiltración máxima, coeficiente de escorrentía y coeficiente de agotamiento del acuífero), se han estimado en base a información histórica y cartografía temática en un entorno SIG.

3. RESULTADOS

3.1. Ensembles de RCMs

Los ensembles de RCMs se orientaron a las variables temperaturas máximas, mínimas y medias mensuales, y precipitación mensual, para el período 1961-2050 inclusive. A modo de ejemplo en Figura 3 se presenta el contraste de la representación del ciclo anual de precipitación en el sitio correspondiente a la cuenca del Fuensanta (sitio 732), desde los datos observados, los provistos por los RCMs y el correspondiente al ensemble de RCMs.

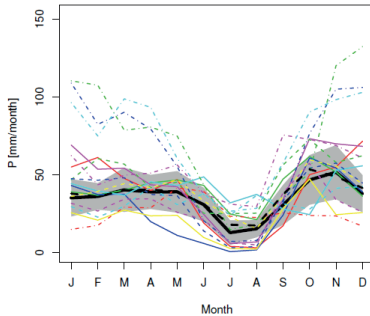


Figura 3. Ciclo anual de precipitación en el sitio 732, contrastando: datos observados (en negro), ensemble (en línea punteada), y RCMs (en color); para 1961–1990.

3.2. Calibración y validación del modelo hidrológico

El modelo Témez fue calibrado y validado considerando datos históricos meteorológicos e hidrológicos para la cuenca de Fuensanta. El índice de eficiencia de Nash Sutcliffe ha presentado resultados satisfactorios, con valores de 0,76 para la fase de calibración (Figura 4), y 0,72 en la fase validación. Considerando los ensembles de precipitaciones y ET_{pot} como datos de entrada al modelo hidrológico, se han obtenido proyecciones mejoradas de la escorrentía para el período 2021-2050 (no mostrado). La Tabla 1 presenta la variación de la escorrentía anual para el período 1961-1990 frente al período 2021-2050, identificándose una disminución del orden del 20% en los valores proyectados frente a los históricos.

Tabla 1. Contraste de la escorrentía media anual observada y simulada para la cuenca de Fuensanta.

Datos	Período	Escorrentía media anual (mm)
Observado	1961-1990	209,46
Ensembles	2021-2050	164,92
Variación		-21%

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se presenta la aplicación de una robusta metodología para la construcción de ensembles de variables meteorológicas, como *input* a modelos hidrológicos. La teledetección se demuestra útil para la estimación de distribuciones espaciales de variables meteorológicas (precipitación y evapotranspiración

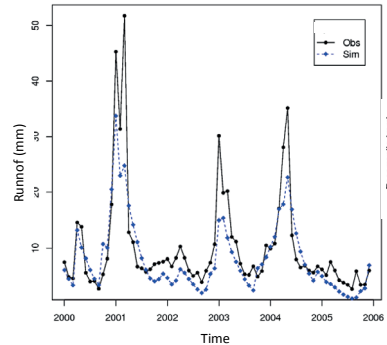


Figura 4. Contraste de escorrentía observada y simulada (mm) para el período 2000-2005.

real), como forzamiento de modelos hidrológico y calibración espacial de los mismos. Con el objetivo final de incrementar la confiabilidad de las proyecciones hidrológicas, se aplica un modelo hidrológico distribuido de pocos parámetros, embebido en un SIG. Un plausible escenario de disminución de la escorrentía para el año 2050 ha sido identificado para el sureste de España, con los consecuentes impactos negativos que conlleva para la economía regional. Los valores de evapotranspiración real, *input* al modelo hidrológico, son estimados desde teledetección aplicando un método gráfico que relaciona NDVI y LST. Como futura línea de investigación, se propone avanzar en la asimilación de teledetección para mejorar la calibración espacial del modelo.

5. AGRADECIMIENTOS

Se agradece la financiación recibida del proyecto de I+D Ref. 19527/PI/14 Fundación SENECA: “Evaluación y propuestas para mejorar la prevención, protección y preparación frente a avenidas en el Alto Guadalentín y tributarios: Implicaciones en diseño de infraestructuras hidráulicas”; y Proyecto HYDROCLIM Ref. CGL2012-39895-C02-01, Secretaría de Estado de Investigación, Desarrollo e Innovación, MINECO y fondos FEDER.

6. REFERENCIAS

- Ashouri, H., Hsu, K.L., Sorooshian, S., Braithwaite, D., Knapp, K., Cecil L.D., Nelson B.R., and Prat, O.P., 2015. PERSIANN-CDR Daily Precipitation Climate Data Record from Multisatellite Observations for Hydrological and Climate Studies, *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 69-83.
- Christensen, J.H. et al. 2009. Formulation of veryhigh-resolution regional climate model ensembles for Europe. In *ENSEMBLES: Climate change and its impacts at seasonal, decadal and centennial timescales: Summary of research and results from the ENSEMBLES project*, edited by: van der Linden, P. and Mitchell, J. F. B., Met Office Hadley Centre, FitzRoy Road, Exeter EX1 3PB, UK, 47–58.

- Giorgi F., Mearns, L.O. 2002. Calculation of average, uncertainty range, and reliability of regional climate changes from AOGCM simulations via the “reliability ensemble averaging” (REA) method. *J Clim.*, 15(10), 1141–1158.
- Hargreaves, G.H., Samani, Z.A. 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Eng. in Agric.*, 1(2), 96-99.
- Herrera, S., Gutierrez, J.M., Ancell, R., Pons. M.R., Frias, M.D., Fernandez, J. 2010. Development and analysis of a 50-year high-resolution daily gridded precipitation dataset over Spain (Spain02). *Int J Climatol*. doi:10.1002/joc.2256.
- Jiang, L., Islam, S. 2001. Estimation of surface evaporation map over southern GreatPlains using remote sensing data. *Water Resources Research*, 37(2), 329-340.
- Maestre-Valero, J.F., Martínez Alvarez, V., González Real, M.M. 2013. Regionalization of the Hargreaves coefficient to estimate long-term reference evapotranspiration series in SE Spain. *Spanish Journal of Agriculture Research*, 11(4):1137-1152.
- Olmos Giménez, P., Garcia Galiano, S., G., Giraldo Osorio, J.D. 2016. Identifying a robust method to build RCMs ensemble as climate forcing for hydrological impact models. *Atmospheric Research*, 174-175: 31-40. DOI:10.1016/j.atmosres.2016.01.012
- Priestley, C.H.B., Taylor, R.J. 1972. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100, 81–92.
- Prudhomme, C., Davies, H., 2009. Assessing uncertainties in climate change impact analyses on the river flow regimes in the UK. Part 2: future climate, *Clim. Change*, 93, 197–222, doi: 10.1007/s10584-008-9461-6.
- Témez, J.R. 1977. *Modelo Matemático de transformación “precipitación-escorrentía”*. Asociación de Investig. Industrial Eléctrica. ASINEL. Madrid. 39.

Explorando nuevas posibilidades en la estimación de la temperatura de superficie (LST) en zonas agrícolas. Análisis multiescala

Sánchez, J. M. ⁽¹⁾, González, J. ⁽¹⁾, Galve, J. M. ⁽¹⁾, Hernández, D. ⁽¹⁾, Bisquert, M. ⁽¹⁾, Niclòs, R. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Castilla-La Mancha, 02071 Albacete, España.

{juanmanuel.sanchez, jose.gonzalez, david.hernandez, joanmiquel.galve}@uclm.es

⁽²⁾ Depto. Física de la Tierra y Termodinámica, Universitat de València, C/Dr. Moliner 50, 46100 Burjassot, España.
raquel.niclos@uv.es

Resumen: Hasta la fecha, la resolución espacial de las bandas térmicas de sensores a bordo de satélite resulta demasiado baja para el seguimiento de la temperatura de superficie (LST) en parcelas de cultivo inferiores a 1 ha. En estas condiciones, los vuelos térmicos de alta precisión se muestran como una opción de gran potencial. Este estudio se centra en uno de los vuelos realizados con una cámara térmica de alta precisión FLIR A655sc, coincidente con una pasada de Landsat 7-ETM+, el 26 de Julio de 2016 sobre la finca experimental de “Las Tiesas”, Albacete. La comparación con medidas en superficie muestra, la buena precisión de las medidas de LST obtenidas con la cámara FLIR A655sc, con una subestimación de 0,17 °C, y un error de estimación de $\pm 1,4$ °C. Estos buenos resultados se mantienen para el canal térmico de Landsat 7-ETM+ en parcelas >4 ha. Sin embargo, para cultivos de menor extensión los 60 m de resolución de Landsat 7-ETM+ se muestran insuficientes.

Palabras clave: LST, multiescalar, cámara térmica, FATIMA.

Exploring new opportunities in the estimation of land surface temperature (LST) in croplands. Multiscale analysis

Abstract: So far, the spatial resolution of the thermal bands of sensors on board satellite is too poor to monitor land surface temperature (LST) in crop fields < 1 ha. Under these conditions, high accuracy thermal flights are a powerful solution. This study focuses on one of the flights carried out using a high precision thermal camera FLIR A655sc, concurrent with a Landsat 7-ETM+ image, on 26 July 2016, over “Las Tiesas” experimental farm, Albacete province. Comparison with ground measurements shows the goodness in the accuracy of the LST measurements by the FLIR A655sc camera, with an underestimation of 0.17 °C and an estimate error of ± 1.4 °C. These good results remain for the Landsat 7-ETM+ thermal band in fields >4ha. However, the 60-m resolution of Landsat 7-ETM+ fails at smaller croplands.

Keywords: LST, multiscale, thermal camera, FATIMA.

1. INTRODUCCIÓN

La agricultura de precisión está siendo una de las grandes beneficiadas del potencial que ofrece la adquisición de imágenes desde sensores aerotransportados. En este trabajo nos centramos en la temperatura de la superficie (LST) como parámetro clave en el diagnóstico del estado de los cultivos y de sus necesidades hídricas. La estimación de LST desde satélite presenta el problema de disponer, hasta la fecha, de baja resolución espacial, no siempre suficiente para el seguimiento de parcelas de cultivo inferiores a 1 ha. Por otro lado, las cámaras térmicas de precisión que se están empezando a comercializar para su uso embarcado en drones convencionales presentan ciertos problemas relacionados con su peso y alimentación que impide el abordar vuelos de grandes extensiones, lo que si es viable con otras plataformas de vuelo tripulado (ultraligero, paramotor, avioneta, etc.). El objetivo principal de este trabajo es comprobar la viabilidad de utilizar cámaras térmicas de alta precisión a bordo de plataformas tripuladas para la estimación de la LST en zonas agrícolas, así como evaluar su potencial en

parcelas < 1 ha frente a los problemas tradicionales que la resolución espacial de la banda térmica de Landsat (60 m ETM+, 100 m TIRS) pueda presentar en esas zonas.

El estudio se centra en uno de los vuelos realizados con una cámara térmica FLIR A655sc, coincidente con una pasada de Landsat 7-ETM+, el 26 de Julio de 2016 sobre la finca experimental de “Las Tiesas”, Albacete, en el marco del proyecto H2020 FATIMA y HERMANA. A la misma hora se realizaron transectos sobre 8 parcelas diferentes, empleando un conjunto de 5 radiómetros térmicos de mano.

Para la corrección de emisividad de todas las temperaturas de brillo se realizaron medidas de este parámetro en las distintas superficies.

Para la corrección atmosférica de los vuelos se utilizó una técnica basada en medidas de radiancia sobre paneles forrados de papel de aluminio distribuidos por el área experimental. Comprobar la viabilidad de esta técnica es otro de los objetivos del trabajo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

El estudio se centra en la finca experimental de “Las Tiesas” en la provincia de Albacete (39°03'35" N, 2°06' W) (Bisquert *et al.*, 2016). Se trata de una zona agrícola con una gran variedad de cultivos y usos de suelo. Para este trabajo se tomaron medidas de temperatura sobre 8 parcelas diferentes de almendro, viña, maíz, cebada (2 ubicaciones diferentes), festuca, y suelo húmedo (2 ubicaciones diferentes), de extensión variable (ver Figura 1 y Tabla 1). Es importante señalar que las parcelas colindantes de festuca y suelo húmedo_1 tienen una extensión de 1 ha, la parcela de maíz ronda las 4 ha, y el resto está por encima de ese valor.

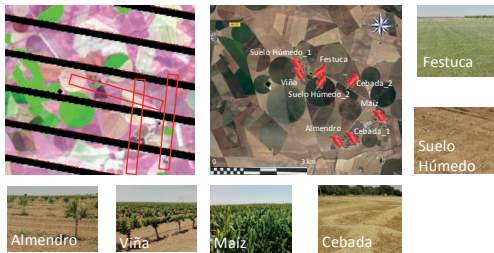


Figura 1. Imagen en falso color (5,4,3) del L7-ETM+ con indicación de los vuelos con la FLIR A655sc (superior izquierda). Ubicación y panorámica de los puntos de muestreo sobre la zona de estudio.

2.2. Vuelos con cámara FLIR A655sc

La cámara térmica de alta precisión FLIR A655sc ($\pm 2^\circ\text{C}$, según fabricante) se instaló en una plataforma preparada para vuelos tripulados. Coincidiendo con la hora de paso del Landsat 7-ETM+ (10:50 UTC), el día 26/7/2016 se trazaron varias líneas de vuelo (ver Figura 1) a una altura aproximada de 250 m. Gracias al FOV de la lente ($25^\circ \times 19^\circ$) y a la alta resolución de la cámara (640×480), la resolución espacial de las imágenes está próxima a los 15-20 cm de tamaño de píxel (Figura 2). Esto permite incluso registrar medidas de temperatura de las hojas en cultivos en hilera como la viña o el almendro.

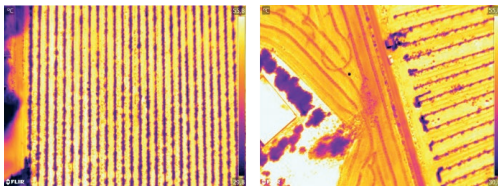


Figura 2. Ejemplo de vuelos térmicos FLIR A655sc sobre viña (izquierda) y cebada-almendros (derecha).

2.3. Transectos de LST y Medidas de emisividad

Coincidiendo con el vuelo y el paso de Landsat 7-ETM+, se realizaron transectos en superficie sobre 8 parcelas diferentes, cubriendo un total de 6 tipos de cubierta diferente, empleando de forma simultánea 3 radiómetros

térmicos Apogee MI-220 y 2 CIMEL CE312-2. Estos sensores habían sido recalibrados previamente en laboratorio, asegurando una precisión inferior a $\pm 0,3^\circ\text{C}$ y $\pm 0,1^\circ\text{C}$, respectivamente. Para poder llevar a cabo las correcciones de emisividad se realizaron medidas de este parámetro sobre cada una de las superficies de estudio, empleando el método TES (Sánchez *et al.*, 2011).

2.4. Técnica de corrección atmosférica

La corrección atmosférica de las temperaturas de los transectos se llevó a cabo siguiendo la técnica tradicional basada en medidas de radiancia descendente desde el propio radiómetro (Coll *et al.*, 2010). Para la corrección atmosférica de la imagen L7-ETM+ se empleó la herramienta propuesta por Barsi *et al.*, (2003).

En el caso del vuelo, se empleó una técnica basada en la colocación en superficie de paneles forrados de papel de aluminio (Figura 3), como puntos altamente reflectantes ($\epsilon=0,03$). Estos paneles son fácilmente identificables dentro de las imágenes del vuelo (muestran temperaturas negativas), e incluso se pueden utilizar su geolocalización como puntos de control de campo precisos (Ground Control Points, GCPs) para ser empleados en el proceso de orientación externa dentro del flujo de procesamiento fotogramétrico.



Figura 3. Ejemplo de paneles reflectantes de Aluminio de 1 m² sobre las parcelas de cebada (izquierda) y almendro (derecha).

2.5. Comparación de resultados

Las medidas de cada uno de los transectos se promediaron espacial y temporalmente para obtener valores representativos de comparación con vuelo y satélite. La validación de los resultados de los vuelos se muestra en términos de la regresión lineal con las medidas en superficie, además de la desviación sistemática (Bias), y el error cuadrático medio (RMSE) de las diferencias.

3. RESULTADOS

La Figura 4 muestra los espectros de emisividad medidos con el CIMEL CE-312 sobre las principales superficies de interés. Estos datos se utilizaron para extraer valores de emisividad de banda ancha adecuados al filtro de cada sensor.

Por otro lado, el promedio de las medidas de radiancia hemisférica descendente para el vuelo, resultado de 5 paneles de aluminio repartidos por la zona de estudio, fue de $1,19 \text{ W m}^{-2} \text{ Sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$, muy próximo a los $1,24 \text{ W m}^{-2} \text{ Sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ correspondiente a la banda ancha de los CIMELs.

La Tabla 1 muestra un resumen de las medidas de LST (ya corregidas de emisividad y efectos atmosféricos) promedio de los transectos en cada superficie, así como las diferencias con los valores estimados a través de los vuelos con la FLIR A655sc.

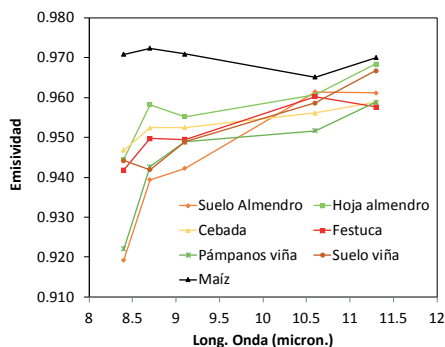


Figura 4. Espectros de emisividad medidos con el radiómetro multicanal CIMEL CE-312 sobre las principales superficies de estudio.

Tabla 1. Valores promedio de los transectos de LST (LST in situ) sobre las distintas superficies, y diferencias con los valores obtenidos en vuelo con la FLIR A655sc, y desde satélite con L7-ETM+. Se incluyen también las dimensiones de cada parcela.

Parcela/ Superficie	Dimensiones (m ²)	LST in situ (°C)	Diff. LST Vuelo (°C)	Diff. LST L7-ETM+ (°C)
Almendros	≈250×400	50.3 [*]	-1.1	0.4
Suelo_Alm		54.3	-2.0	
Hoja_Alm		33.8	2.8	
Viña	≈200×250	48.5 [*]	-0.1	-0.1
Suelo_viña		56.2	-1.1	
Hoja_viña		33.8	-1.0	
Maíz	≈200×200	27.7	1.5	4.3
Cebada_1	≈100×200	50.1	-0.6	Sin Dato
Cebada_2	≈100×500	51.3	-1.8	-1.9
Festuca	100×100	33.5	0.3	4.3
Suelo Húm_1	100×100	30.9	0.3	6.6
Suelo Húm_2	>300×300	31.3	-1.1	1.3

* Temperaturas estimadas a partir de las LST de cada componente y la fracción de cubierta vegetal en cada caso ($P_v=0.20$ y $P_r=0.35$ para almendro y viña, respectivamente).

Los resultados de LST para el vuelo de alta resolución muestran, en término medio, una ligera subestimación sistemática inferior a 0,2°C, y un error cuadrático medio por debajo de ±1,5°C para un rango amplio de temperaturas de entre 25 y 60°C (ver Figura 5).

La alta resolución espacial del vuelo permite, además, medir temperaturas por separado del suelo y la planta en cultivos de cobertura parcial como la viña o el almendro. En este caso las diferencias son algo mayores, siempre dentro de ±3°C, debido a la presencia de algunas hierbas en el suelo, y al efecto del propio suelo en la medida de la temperatura de la planta desde la vertical.

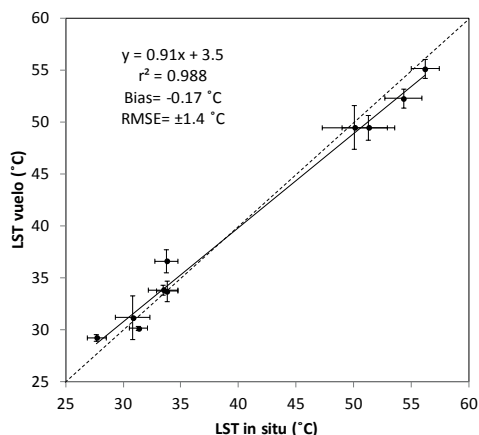


Figura 5. Ajuste lineal de los datos de LST de vuelo, frente a las medidas de transectos en superficie. Las barras de error representan la variabilidad espacial de las medidas (también la temporal en el caso de los transectos).

La Tabla 1 incluye también las diferencias de LST obtenidas a través de la banda térmica del sensor L7-ETM+. Los resultados son similares para las parcelas de almendro, viña, cebada y suelo húmedo_2, con diferencias inferiores a ±2°C. Sin embargo, la sobrestimación es muy significativa para las parcelas de maíz, festuca y suelo húmedo_1, con diferencias superiores a 4°C.

4. DISCUSIÓN

A la vista de los resultados, y teniendo en cuenta las dimensiones de las diferentes parcelas de estudio, podemos concluir que los 60 m de resolución espacial de la banda térmica de L7-ETM+, no es adecuada para la caracterización de la LST en parcelas de cultivo inferiores a 4 ha. Así, en los casos del maíz, festuca y suelo húmedo_1, las altas temperaturas de las zonas colindantes elevan de manera artificial el valor de LST. Este problema no se presenta en la parcela de viña, a pesar de su extensión también próxima a las 4 ha, porque las temperaturas de este cultivo ya son de por sí elevadas, no apreciándose diferencias tan altas con las parcelas de su alrededor como en los casos anteriores.

Este problema queda solventado con el uso de vuelos de alta resolución empleando cámaras térmicas como la FLIR A655sc. Estos vuelos permiten, no solo la estimación precisa de la LST en parcelas de pequeñas dimensiones (< 1 ha), sino también la medida separada de temperatura de las componentes de suelo y vegetación dentro del propio cultivo, lo cual resulta muy interesante de cara a la aplicación de los modelos de balance de energía de dos fuentes para la estimación de la evapotranspiración del cultivo y su partición en componente evaporativa y transpirativa.

La escasa altura de estos vuelos hace que el efecto de la radiancia atmosférica ascendente sea mínimo, y el

uso de paneles forrados de papel de aluminio se ofrece como una solución práctica, económica y fiable para la medida de radiancia atmosférica descendente que si es necesaria, sirviendo además como puntos fácilmente fotointerpretables lo que los convierte en muy útiles para el flujo fotogramétrico.

En resumen, los resultados de este trabajo muestran la fiabilidad de la técnica empleada y la buena precisión en la estimación de LST a través de vuelos térmicos en zonas agrícolas mediante la cámara FLIR A655sc, con una subestimación de 0,17°C, y un error de estimación de $\pm 1,4^\circ\text{C}$ dentro del amplio intervalo de temperaturas considerado (25- 60°C).

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Comisión Europea H2020 a través de los proyectos FATIMA (Ref. 633945) y MOSES (Ref. 642258), y por el Ministerio de Economía y Competitividad, junto con el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), a través de los proyectos CGL2015-64268-R, HERMANA (AGL2015-68700-R) y CGL2013-46862-C02-1/2-P. Los autores desean expresar su agradecimiento al ITAP-FUNDESCAM por el acceso a sus instalaciones.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Barsi, J.A. et al. 2003. An atmospheric correction parameter calculator for a single thermal band earth-sensing instrument. *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2003. IGARSS'03. Proceedings. 2003 IEEE International. IEEE*, 3014–3016.
- Bisquert, M., et al. 2016. Evaluation of disaggregation methods for downscaling MODIS land surface temperature to Landsat spatial resolution in Barrax test site. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 9(4), 1430-1438.
- Coll, C., et al. 2010. Validation of Landsat-7/ETM+ thermal-band calibration and atmospheric correction with ground-based measurements. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 48(1), 547-555.
- Sánchez, J.M. et al. 2011. Thermal infrared emissivity dependence on soil moisture in field conditions. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 49(11), 4652-4659.

Comportamiento de las escalas temporales “número de días”, “grados-día” y “evapotranspiración de referencia” en la monitorización de la fenología del trigo y su relación con la evolución temporal del NDVI en Albacete

González, L., Campos, I., Calera, A.

Sección de teledetección y SIG, Instituto de Desarrollo Regional (IDR), Universidad de Castilla-La Mancha (UCLM).

C/ Campus Universitario s/n 02071, Albacete, España.

laura.gonzalez@uclm.es, isidro.campos@uclm.es, alfonso.calera@uclm.es

Resumen: Caracterizar la dinámica de la cubierta vegetal de un cultivo, en términos de duración del ciclo de crecimiento y desarrollo, con sus principales estadios fenológicos, es un elemento esencial para el manejo agronómico. En este trabajo se han empleado series temporales de imágenes de satélite para el seguimiento de 20 parcelas comerciales de trigo blando (*Triticum aestivum* L.) en regadío, ubicadas en la provincia de Albacete (sureste de España). Los datos, fenología y NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), se obtuvieron en los ciclos de crecimiento comprendidos entre los años 2008 y 2016. Se ha analizado el uso de tres escalas temporales distintas: número de días; grados-día; y evapotranspiración de referencia. La trayectoria en el tiempo de la curva de NDVI queda bien definida cuando se emplea la evapotranspiración de referencia acumulada (ET_0A) seguida de los grados-día acumulados (GDA), en lugar del número de días acumulados (NDA). Los resultados obtenidos indican que determinar el inicio del ciclo obtenido desde datos del satélite permite contar con un origen, aún sin conocer las fechas reales de siembra. Además, determinados estadios pueden situarse sobre la curva de evolución del NDVI cuando ésta se representa en la escala temporal adecuada, ET_0A y GDA. La duración promedio del ciclo de crecimiento de los trigos de regadío, para el conjunto de datos estudiados, se ha derivado en: 150-175 días (NDA); 1.820-1.990°C-día (GDA); 536-575 mm (ET_0A). Análogamente, se ha obtenido el tiempo promedio necesario para alcanzar la floración, en: 109-132 días (NDA); 1.058-1.205°C-día (GDA); 306-341 mm (ET_0A).

Palabras clave: Series temporales imágenes, ciclo crecimiento y desarrollo, *green-up*.

Temporal behavior of scales “number of days”, “degrees-day” and “reference evapotranspiration” to monitor phenology in wheat and its relation to the temporal evolution of NDVI in Albacete

Abstract: Characterizing the crop dynamics, in terms of the duration of the growth and development cycle, including the main phenological stages, is essential for agronomic management. In this work, we use time series of satellite images to monitor 20 commercial plots of irrigated bread wheat (*Triticum aestivum* L.), located in Albacete (Southeast of Spain), using the time evolution of the NDVI. The field data, NDVI and phenological stages, were obtained during the wheat growth cycles from 2008 to 2016. The use of three different time scales has been analysed, such as: number of days; growing degree-days; and reference evapotranspiration. The temporal evolution of NDVI curve is good defined when the accumulated reference evapotranspiration (ET_0A) is used to followed by accumulated growing degree-days (GDA), instead of the number of days accumulated (NDA). The results indicate that determining the start of cycle using satellite images allows to initialize the time scales analysed, even if the sowing date is unknown. In addition, some of the most important phenological stages can be placed over the NDVI curves if the adequate time scales are used (ET_0A and GDA). The average duration of the growth cycle of irrigated wheat in the province of Albacete has been derived in: 150-175 days (NDA); 1.820-1.990°C-day (GDA); 536-575 mm (ET_0A). Likewise, the average time required to reach flowering has been obtained, in: 109-132 days (NDA); 1.058-1.205 °C-day (GDA); 306-341 mm (ET_0A).

Keywords: Time series images, growth and development cycle, *green-up*

1. INTRODUCCIÓN

Caracterizar la dinámica de la cubierta vegetal de un cultivo, en términos de duración del ciclo de crecimiento y desarrollo, es un elemento esencial para el manejo agronómico. Los estadios fenológicos que permiten describir el desarrollo de las plantas han sido descritos profusamente en la literatura a través de diversas codificaciones fenológicas como es la, BBCH (*Biologische Bundesanstalt Bundessortenamt and Chemical Industry*) (Bleiholder *et al.*, 2001). La escala temporal en la que ocurren estos estadios refleja la interrelación entre la fisiología de la planta y el ambiente en el que se desarrolla.

La emergencia del cultivo tras su siembra, a partir de la cual comienza la actividad fotosintética de la planta, y el momento en el que sucede la madurez fisiológica del grano definen el inicio y el final del ciclo de crecimiento y desarrollo. Además, es de gran importancia el estadio de floración que separa la fase vegetativa de la fase reproductiva y es clave en muchos modelos de crecimiento. En el seguimiento de la fenología de los cultivos se han empleado escalas temporales con diferente complejidad. Las más simples utilizan fechas del calendario o el número de días desde siembra. Otros modelos se basan en el denominado tiempo térmico, medido como grados-día, y en la respuesta al fotoperiodo y

a la vernalización. Existen además líneas de investigación que tratan de complementar la determinación de estadios fenológicos mediante el uso de teledetección, haciendo uso de umbrales o puntos de inflexión en la evolución temporal de la respuesta espectral de los cultivos (Zheng et al., 2016).

En este trabajo se determina la escala temporal que permite una mejor comparación de las trayectorias en el tiempo del índice de vegetación (IV) para diferentes parcelas de trigo. Las escalas temporales analizadas son: número de días acumulados (NDA); grados-día acumulados (GDA); y evapotranspiración de referencia acumulada (ET₀A). Además, se analiza la determinación del origen para cada una de estas escalas a partir de datos exclusivamente basados en teledetección y se evalúa el desempeño de cada una de las escalas temporales para predecir los estadios fenológicos de floración y madurez fisiológica.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Datos de campo

Se ha llevado a cabo el seguimiento en campo de los estadios fenológicos de 20 parcelas comerciales de trigo blando de primavera en regadío, ubicadas en la provincia de Albacete (38,99°N; 1,86°W; 700 m). Las parcelas analizadas tienen una superficie media de 35 ha y su producción promedio fue de 7500 kg/ha, oscilando entre 2900 y 10100 kg/ha. Los trigos son principalmente de la variedad Califa, aunque también se cultivan las variedades Galera, Arthur Nick, Estero, Nogal y Átomo. Los datos se obtuvieron en los ciclos de crecimiento comprendidos entre los años 2008 y 2016. Las fechas de siembra oscilan entre mediados de diciembre hasta mediados-finales de enero. Las cosechas tienen lugar a lo largo de la primera quincena de julio del mismo año. Mediante visita semanal y según la clasificación fenológica BBCH ampliada, se obtuvieron las fechas de plena floración, BBCH-65 (el 50% de las anteras están maduras), y final del ciclo o madurez fisiológica de grano, BBCH-87. El inicio del ciclo se ha determinado a través de la fecha de siembra real y, alternativamente, a través de la *green-up* obtenido desde la evolución del IV. El final del ciclo se ha determinado en el momento en el cual sucede la madurez fisiológica del grano mediante su observación directa en campo y sólo ha sido posible obtener datos fiables en 10 de las 20 parcelas de estudio.

2.2. Imágenes de satélite

El IV utilizado en este trabajo fue el NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). Se emplearon 161 imágenes multispectrales en la elaboración de las curvas de NDVI obtenidas por los satélites Deimos-1, Sentinel-2A y Landsat 5, 7 y 8. Se usaron imágenes libres de nubes y todas fueron atmosféricamente corregidas mediante un proceso de normalización absoluta de los valores de NDVI (Chen et al., 2005) para asegurar la compatibilidad entre sensores (Martínez-Beltrán et al., 2009). Para cada parcela, el NDVI se ha promediado evitando los píxeles del borde. Mediante interpolación lineal entre fechas consecutivas se obtiene una secuencia diaria de valores

de NDVI. En las parcelas donde no se dispone de una imagen libre de nubes cercana y posterior a la siembra, se ha tomado el valor de 0,15 de NDVI siete días antes a la fecha de siembra (suelo desnudo), y se ha interpolado linealmente con la primera imagen disponible.

2.3. Determinación del *green-up*

Lobell et al. (2013) define el *green-up* como el punto en el cual la curva de ajuste del IV alcanza el 10% del índice de área foliar (LAI) máximo. La evolución de la curva de NDVI permite frecuentemente identificar el *green-up*, que adoptamos en este trabajo como el punto en el que comienza el rápido crecimiento de la vegetación, y este crecimiento puede ser observado desde satélite. Considerando que la determinación del *green-up* no es siempre posible a partir de la inflexión de su curva, en este trabajo se ha estimado mediante un valor umbral. Para la determinación de este valor umbral, se ha empleado el 10% del valor máximo LAI (LAI_{max}) junto al 10% del valor máximo de la fracción de la cobertura vegetal (FCV_{max}). Los valores de LAI se estimaron a partir de la relación no lineal propuesta por Choudhury et al. (1994), según la Ecuación 1:

$$IV = IV_{\max} - (IV_{\max} - IV_{\min}) e^{-k \cdot LAI} \quad (1)$$

donde IV_{max} es el IV máximo, IV_{min} es el IV mínimo, k es el exponente y el resto de parámetros ya han sido definidos. Asumimos que: IV_{max} es el NDVI máximo=0,91; IV_{min} es el NDVI mínimo=0,15; y k=1.

Los valores de fracción de cobertura vegetal (FCV) se estimaron mediante la relación lineal propuesta por González-Piqueras (2006), según la Ecuación 2:

$$FCV = 1,19 \times NDVI - 0,16 \quad (2)$$

Ambas aproximaciones (LAI_{max} o FCV_{max}) resultan en diferentes umbrales de NDVI para determinar *green-up*. Por tanto, se analiza la conveniencia de cada uno de los umbrales comparando su precisión en determinar floración y madurez fisiológica en las diferentes escalas temporales.

2.4. Escalas temporales

Se ha analizado la trayectoria en el tiempo del NDVI según las escalas temporales: NDA; GDA; y ET₀A. Los datos meteorológicos para el cálculo de GDA y ET₀A, se obtuvieron de la red SIAR (<http://portal.magrama.gob.es/websiar/Inicio.aspx>). Las variables utilizadas son la evapotranspiración de referencia a escala diaria obtenida a partir de la ecuación de Penman-Monteith para festuca (ET₀) (Allen et al., 1998), y las temperaturas máxima y mínima diaria (T_{max} y T_{min}). La ET₀ estimada según Penman-Monteith FAO-56 (Allen et al., 1998) tiene en cuenta en su cálculo temperatura, velocidad de viento, humedad y radiación neta. La radiación neta está directamente relacionada con el fotoperiodo, por lo que la ET₀A puede capturar parte de su duración. Para el cálculo de los grados-día, se utiliza la Ecuación 3 (McMaster y Wilhelm, 1997):

$$\text{grados-día} = \text{mínimo} \left[T_{\max}; \frac{(T_{\max} + T_{\min})}{2} \right] \quad (3)$$

donde T_{max} es la temperatura máxima diaria del aire ($^{\circ}C$), T_{min} es la temperatura mínima diaria del aire ($^{\circ}C$) y T_{base} es la temperatura base ($^{\circ}C$) específica para cada cultivo. La T_{base} usada para el trigo ha sido de $0^{\circ}C$.

El desempeño de las tres escalas se analiza en función de la dispersión del valor acumulado promedio en cada escala temporal hasta los estadios fenológicos de interés. Se analiza además la selección del origen del tiempo para las diferentes escalas en el momento de siembra y en el momento del *green-up*. Los estadísticos utilizados son el valor promedio, la desviación estándar (σ) y el coeficiente de variación (CV). La duración del ciclo hasta la floración se analiza para las 20 parcelas monitorizadas. La duración del ciclo hasta madurez fisiológica se analiza para una sub-muestra de 10 parcelas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Curva de evolución de NDVI en diferentes escalas temporales

En la Figura 1 se representan las curvas de evolución de NDVI de 3 parcelas con producciones de medias a altas, entre 7100 y 8700 kg/ha, desarrolladas bajo óptimas condiciones, con desiguales manejos agronómicos y distintas fechas de siembra. La evolución del NDVI se representa en las tres escalas temporales analizadas: NDA; GDA; y ET_oA .

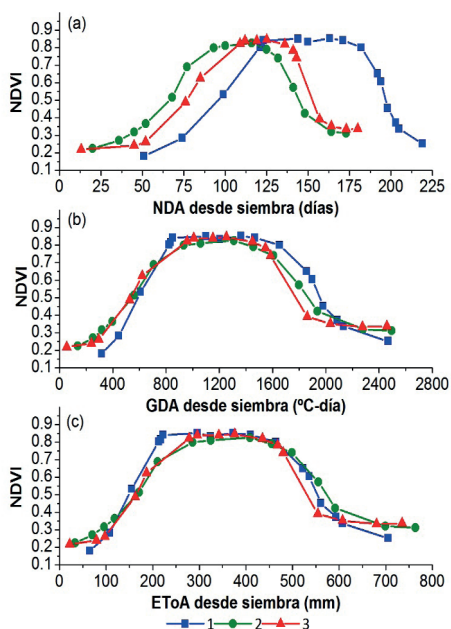


Figura 1. Curvas evolución NDVI promediado para 3 parcelas de trigo con producciones medias-altas, desde siembra a cosecha, en: (a) NDA (días); (b) GDA ($^{\circ}C$ -días); (c) ET_oA (mm)

Como se muestra en la Figura 1, la duración y el desarrollo de las diferentes fases definidas por la curva

son similares utilizando las escalas GDA y ET_oA . Además, los puntos de inflexión, máximos obtenidos y fechas de los valores mínimos tienden a agruparse. En cambio, la escala basada en NDA muestra ciclos de crecimiento diferentes y desfasados en el tiempo. Las diferentes fechas de emergencia y la posterior fase de rápido crecimiento de la vegetación que muestran las curvas de NDVI no son comparables directamente desde la escala temporal basada en NDA. Al igual que los GDA, el uso de la escala temporal basada en ET_o permite una comparación directa de las curvas de evolución de NDVI para parcelas con diferentes fechas de siembra, genotipo, condiciones meteorológicas y de manejo. Estos resultados podrían deberse a que la ET_o incorpora en su cálculo múltiples factores que afectan al crecimiento y desarrollo del cultivo: temperatura, intercambio neto de radiación (relacionado con el fotoperiodo), el viento y el déficit de presión de vapor.

3.2. Determinación *green-up*. Estimación de la floración y de la madurez fisiológica del grano

Según las ecuaciones empleadas en la estimación del LAI y de la FCV, para un NDVI máximo de 0,91 obtenemos una FCV_{max} de 0,92 y un LAI_{max} de 4,3. Los valores de NDVI que corresponden al 10% de la amplitud máxima fueron 0,22 para las curvas basadas en FCV y 0,42 para las basadas en LAI. Para evaluar cuál de estos valores de NDVI es más adecuado emplear para identificar el *green-up*, se ha analizado la duración promedio del ciclo desde los diferentes umbrales (0,22 y 0,42) hasta la floración (Tabla 1) y hasta la madurez fisiológica del grano (Tabla 2). En la determinación de la floración y madurez, la dispersión encontrada fue menor con el empleo del umbral 0,22. El uso de un umbral superior, 0,42 aseguraría que todas las parcelas han iniciado su

Tabla 1. Duración desde *green-up* hasta floración en: NDA (días); GDA ($^{\circ}C$ -día); ET_oA (mm). Valor promedio, desviación estándar (σ), y coeficiente de variación (CV). FCV: fracción de cobertura vegetal. LAI: índice de área foliar.

Estadísticos	FCV			LAI		
	NDA	GDA	ET_oA	NDA	GDA	ET_oA
Promedio	109	1.058	306	63	727	213
σ	23	162	40	25	186	51
CV (%)	21	15	13	39	26	24

Tabla 2. Duración desde *green-up* hasta madurez fisiológica en: NDA (días); GDA ($^{\circ}C$ -día); y ET_oA (mm). Valor promedio, desviación estándar (σ), y coeficiente de variación (CV). FCV: fracción de cobertura vegetal. LAI: índice de área foliar.

Estadísticos	FCV			LAI		
	NDA	GDA	ET_oA	NDA	GDA	ET_oA
Promedio	150	1.820	536	111	1.541	461
σ	28	160	43	28	205	61
CV (%)	19	9	8	25	13	13

desarrollo, mientras que valores inferiores reducen la incertidumbre asociada a la determinación del origen del tiempo. Es por tanto el valor de 0,22 el que se utilizará en este trabajo.

3.3. Escala temporal más apropiada en la determinación de floración y madurez fisiológica

La duración del ciclo desde la fecha de siembra hasta la floración (Tabla 3) fue cuantificada en: 132±20 días (NDA); 1.205±149 °C-día (GDA); y 341±27 mm (ET₀A). Tomando el *green-up* como fecha de inicio (Tabla 1), el tiempo transcurrido hasta la floración se estimó en: 109±23 días (NDA); 1.058±162 °C-día (GDA); y 306±40 mm (ET₀A). La dispersión sobre los valores promedio desde la fecha de siembra hasta la floración (Tabla 3) es mayor en el caso de los NDA (15%) que en el caso de GDA (12%) y de la ET₀A (8%). De igual manera, la dispersión sobre los valores promedio desde el *green-up* hasta la floración (Tabla 1) también es mayor en el caso de los NDA (21%) que en el caso de los GDA (15%) y de la ET₀A (13%).

La duración del ciclo desde la siembra hasta la madurez fisiológica (Tabla 3) fue cuantificada en: 175±19 días (NDA); 1.990±140 °C-día (GDA); y 575±34 mm (ET₀A). Tomando el *green-up* como fecha de inicio (Tabla 2), el tiempo transcurrido hasta la madurez se estimó en: 150±28 días (NDA); 1.820±160 °C-día (GDA); y 536±43 mm (ET₀A). La dispersión sobre los valores promedio desde la fecha de siembra hasta la madurez (Tabla 3) es mayor en el caso de los NDA (11%) que en el de los GDA (7%) y de la ET₀A (6%). De igual manera, la dispersión sobre los valores promedio desde el *green-up* hasta la madurez (Tabla 2) también es mayor en el caso de los NDA (19%) que en el caso de los GDA (9%) y de la ET₀A (8%).

En todos los análisis se encuentra que la menor dispersión tiene lugar con la ET₀A como escala temporal. Igualmente, la utilización de la fecha de siembra reduce la incertidumbre en la predicción de los estadios de interés, mientras que el uso del *green-up* como origen de tiempo introduce en todos los casos una mayor dispersión.

Tabla 3. Duración desde siembra hasta floración y hasta madurez fisiológica en: NDA (días); GDA (°C-día); y ET₀A (mm). Valor promedio, desviación estándar (σ), y coeficiente de variación (CV).

Estadísticos	Siembra-Floración			Siembra-Madurez		
	NDA	GDA	ET ₀ A	NDA	GDA	ET ₀ A
Promedio	132	1205	341	175	1990	575
σ	20	149	27	19	140	34
CV (%)	15	12	8	11	7	6

4. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

La evolución del NDVI en escalas temporales de GDA o ET₀A permite la comparación del crecimiento y desarrollo del cultivo en parcelas con diferentes fechas de siembra, genotipo, condiciones meteorológicas y de manejo.

Los valores de NDVI permiten establecer el inicio del ciclo de crecimiento a través del *green-up*. Situar el inicio del ciclo tiene importantes aplicaciones, como es la predicción de diferentes estadios fenológicos a partir de

las escalas temporales analizadas. La determinación del *green-up* es de especial utilidad cuando se desconoce la fecha de siembra y cuando se trabaja sobre grandes áreas. A través de los resultados obtenidos se podría determinar sobre la curva del IV en las unidades temporales adecuadas la fecha de inicio de ciclo, floración y fin de ciclo. Con ello, se puede conocer la fecha de inicio y fin de acumulación de biomasa. Además, el conocimiento de la floración tiene especial importancia en el índice de cosecha, por lo que en futuros trabajos se propone asimilar estos resultados para la estimación de rendimiento a través de series temporales de IVs.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido desarrollado en el marco de los proyectos: HERMANA (HERramientas para el MANejo sostenible de fertilización Nitrogenada y Agua) (AGL2015-68700-R); y FATIMA (Farming Tools for external nutrient Inputs and water MANagement) (subvención N° 633945).

6. BIBLIOGRAFÍA

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements. *Irrigation and Drainage Paper, 56*, FAO, Rome, Italy.

Bleiholder, H., Weber, E., Lancashire, P., Feller, C., Buhr, L., Hess, M., Wicke, H., Hack, H., Meier, U., Klose, R. 2001. *Growth stages of mono- and dicotyledonous plants BBCH Monograph*. Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry.

Chen, X., Vierling, L. and Deering, D. 2005. A simple and effective radiometric correction method to improve landscape change detection across sensors and across time. *Remote Sensing of Environment, 98*(1), 63-79.

Choudhury, B.J., Ahmed, N.U., Idso, S.B., Reginato, R.J., Daughtry, C.S. 1994. Relations between evaporation coefficients and vegetation indices studied by model simulations. *Remote Sensing of Environment, 50*, 1-17.

González-Piqueras, J. 2006. *Crop Evapotranspiration by means of remote sensing determination of the crop coefficient. Regional Scale Application: 08-29 Mancha Oriental aquifer*, Universitat de València, Valencia.

Lobell, D.B., Ortiz-Monasterio, J.I., Sibley, A.M., Sohu, V. 2013. Satellite detection of earlier wheat sowing in India and implications for yield trends. *Agricultural Systems, 115*: 137-143.

Martínez-Beltrán, C., Jochum, M.A.O., Calera, A., Meliá, J., 2009. Multisensor comparison of NDVI for a semi-arid environment in Spain. *International Journal of Remote Sensing, 30*(5), 1355-1384.

McMaster, G.S. and Wilhelm, W., 1997. Growing degree-days: one equation, two interpretations. *Agricultural and Forest Meteorology, 87*(4), 291-300.

Zheng, H., Cheng, T., Yao, X., Deng, X., Tian, Y., Cao, W. and Zhu, Y., 2016. Detection of rice phenology through time series analysis of ground-based spectral index data. *Field Crops Research, 198*: 131-139.

Estimación de la producción y el rendimiento de la cosecha de trigo en Andalucía mediante modelos basados en series temporales de imágenes de satélite

Egea-Cobrero, V., Rodríguez-Galiano, V., Sánchez-Rodríguez, E.

Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla, Sevilla 41004, España,
vrgaliano@us.es

Resumen: Existe una relación entre la producción primaria neta del trigo y los índices de vegetación obtenidos de imágenes de satélite. Con mucha frecuencia se utiliza el NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) para la estimación de producción y rendimiento de trigo y otros cultivos. Sin embargo, hay pocas investigaciones que utilicen el índice MTCI (*MERIS Terrestrial Chlorophyll Index*) para conocer el rendimiento y la producción de los cultivos a una escala regional. En esta investigación se han generado dos modelos empíricos de estimación de producción y rendimiento de trigo en Andalucía. Para ello, se ha empleado la serie temporal completa del índice de vegetación (imágenes semanales de 2.006 a 2.011) MTCI del sensor satelital MERIS (*Medium Resolution Imaging Spectrometer*) asociada a los datos de producción y rendimiento del Anuario de estadísticas agrarias y pesqueras de Andalucía (AEAP). Para la creación de estos modelos ha sido necesaria la identificación del periodo óptimo del desarrollo de la planta, la agregación temporal de los valores MTCI usando ese momento óptimo como referencia y relacionar ese índice con observaciones directas de producción y rendimiento a través de agregaciones espaciales mediante la utilización de coberturas SIGPAC y las solicitudes de ayudas PAC. Los resultados obtenidos indican una asociación significativa entre el índice MTCI y los datos de producción y rendimiento recogidos por AEAP ($R^2=0,81$ y $R^2=0,57$, respectivamente).

Palabras clave: Teledetección, MTCI, modelo, trigo, cosecha, series temporales.

Estimating the production and yield of wheat harvesting in Andalusia using models based on time series from satellite imaging

Abstract: *There is a relationship between net primary production of wheat and vegetation indices obtained from satellite imaging. Most wheat production studies use the Normalised Difference Vegetation Index (NDVI) to estimate the production and yield of wheat and other crops. However, there are few studies that use the MERIS Terrestrial Chlorophyll Index (MTCI) to determine crop yield and production on a regional level. This study has built two empirical models to estimate wheat production and yield in Andalusia. To this end, the study used the complete times series of the MTCI vegetation index (weekly images from 2006–2011) from the Medium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS) sensor associated with the Andalusian yearbook for agricultural and fishing statistics (AEAP—Anuario de estadísticas agrarias y pesqueras de Andalucía). In order to build these models, the optimal development period for the plant needed to be identified, as did the time-based aggregation of MTCI values using said optimal period as a reference, and relation with the index, with direct observations of production and yield through spatial aggregation using coverage from the Geographic Information System for Agricultural Parcels (SIGPAC—Sistema de información geográfica de parcelas agrícolas) and requests for common agricultural policy (CAP) assistance. The obtained results indicate a significant association between the MTCI index and the production and yield data collected by AEAP ($R^2=0.81$ and $R^2=0.57$, respectively).*

Keywords: *Remote sensing, MTCI, model, wheat, yield, time series.*

1. INTRODUCCIÓN

La agricultura, y por ende el cultivo del trigo, afronta hoy día grandes desafíos globales que afectan directamente al crecimiento y a la producción de los cultivos (Kumar, 2016). Existen numerosos indicios que sugieren que el clima del planeta lleva cambiando desde el siglo XIX, lo cual puede afectar a la agricultura y a la producción de alimentos. Concretamente en el caso del trigo, Duncan *et al.* (2015) han constatado que el aumento de la temperatura está afectando negativamente a su producción en la India, principal productor a nivel mundial junto con China (FAOSTAT, 2013). Otros autores como Lobell *et al.* (2011) sugieren que el cambio climático producido entre 1.980 y 2.008 podría haber reducido el potencial de la producción mundial de trigo

en un 5,5%. Además, Asseng *et al.* (2014) estiman que la producción de trigo mundial caerá un 6% por cada grado centígrado que aumente la temperatura media global.

Por otro lado, el sector agrícola está sufriendo otro gran impacto motivado por el aumento de la población mundial y el consiguiente incremento de la demanda de alimentos (Foley *et al.*, 2011). En este escenario climático y demográfico, la agricultura se enfrenta al reto de ser más eficiente. Por tanto, conocer la producción y rendimiento de trigo adquiere gran importancia a nivel mundial (Curtis y Halford, 2014), siendo para ello necesario diseñar una serie de políticas a largo plazo capaces de proporcionar esa información (Dash y Curran 2007).

La cuantificación de la productividad de los cultivos se lleva a cabo mediante el desarrollo o aplicación

de modelos (Kumar, 2016). Más concretamente los modelos de estimación de cosecha pretenden caracterizar la potencialidad productiva de las regiones agrícolas, para de esta forma controlar su evolución a lo largo del tiempo (Dente *et al.*, 2008; Huang *et al.*, 2015; Huang *et al.*, 2016; Kowalik *et al.*, 2014). Este tipo de modelos relacionan diferentes parámetros bióticos y abióticos (estado sanitario de la planta, actividad fotosintética, disponibilidad de agua, etc.) con la producción observada del cultivo.

Los índices de vegetación obtenidos mediante teledetección presentan un inestimable valor como fuente de información de entrada a los modelos de producción y rendimiento de trigo, ya que proporcionan información regular y continua desde el punto de vista espacial con una alta periodicidad de observación. Son numerosos los trabajos que estudian el cultivo del trigo mediante la utilización imágenes de satélite para la estimación de cosecha y el rendimiento tanto a nivel regional como local (Rembold *et al.*, 2013).

El objetivo de este trabajo fue desarrollar un conjunto de modelos empíricos que permitan estimar el rendimiento y la producción de trigo en Andalucía a partir de datos del índice de vegetación MTCI (*Meris Terrestrial Chlorophyll Index*) obtenidos del sensor MERIS entre los años 2006 y 2011, para así disponer de una herramienta que complemente el sistema de estimación de cosecha de trigo de la Junta de Andalucía y del Ministerio de Agricultura y Medio ambiente (MAGRAMA).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Los cultivos mayoritarios por extensión en Andalucía son el olivar y el trigo, que representan el 17 y 6,5% de la superficie total agraria de Andalucía, respectivamente. El clima de la mayor parte de Andalucía, semiárido seco según la clasificación de Köppen, es ideal para el cultivo de trigo. La temperatura es uno de los factores más limitantes en el desarrollo del trigo ya que debe oscilar entre los 18 y 28°C. En relación a la precipitación, el trigo se desarrolla perfectamente con una precipitación de 500-600 mm durante su ciclo y en años secos con 300 ó 400 mm de lluvia. Las provincias que presentan mayor superficie en estos rangos son: Sevilla, Córdoba, Cádiz y Huelva. En el resto de zonas que tienen una temperatura o precipitación menor que la anterior es posible cultivar este cereal, aunque con un rendimiento menor.

2.2. Datos y fuentes de información

El cultivo agrícola objeto de la investigación es el trigo (duro y blando) en secano. El periodo de estudio viene determinado por la disponibilidad de las imágenes de teledetección y la coexistencia de todas las bases de datos en el tiempo. Así, el periodo de estudio comprendió los años 2006 a 2011.

Las fuentes de información utilizadas para la generación de los modelos fueron las siguientes:

- Declaraciones de pago único de la Política Agraria Comunitaria (PAC). La PAC fue utilizada para

identificar las parcelas agrícolas y los recintos agrícolas en los que hubo sembrado trigo cada año en Andalucía.

- Sistema de información geográfica de parcelas agrícolas (SIGPAC). Fue usado para la localización espacial de las parcelas de trigo en secano identificadas en la PAC
- Anuario de estadísticas agrarias y pesqueras de Andalucía (AEAP). De esta fuente se obtuvieron los datos de rendimiento y producción de trigo (CAPDER, 2015).
- Encuesta de superficies y rendimientos agrícolas de España (ESYRCE). Esta base de datos se utilizó como información alternativa a los datos provinciales de rendimiento, pues se compone de observaciones de rendimiento en parcelas individuales (MAGRAMA, 2015).
- Series temporales del índice de vegetación MTCI. Se construyeron diferentes series temporales para las parcelas cultivadas con trigo con objeto de conocer su evolución en el contenido en clorofila. Para ello, se generaron compuestos semanales de MTCI a resolución espacial de 300 m desde 2006 a 2011. Este conjunto de datos fue procesado por Airbus Defence and Space en el marco del proyecto EuroSat4PhenoChanges (FP7-People-331667).

2.3. Metodología

La construcción de un modelo de estimación de la producción y rendimiento del trigo mediante series temporales de índices de vegetación obtenidos de imágenes de satélite requiere de diferentes etapas según Kowalik *et al.* (2014):

- Identificar el periodo óptimo del desarrollo de la planta. Según Zhang y Liu (2014) la etapa del ciclo del trigo más relacionada con la producción y el rendimiento coincide con el final de la etapa de espigado (espiga totalmente visible). Duncan *et al.* (2015) encontró que esta etapa corresponde a los 30 días posteriores al valor máximo de la serie temporal de índices de vegetación.
- Agregar los valores del índice de vegetación usando ese momento óptimo como referencia. A partir de la identificación del momento de ocurrencia del valor máximo MTCI en cada pixel, se calculó un valor único correspondiente a cada año, resultado de integrar el área bajo la curva de la serie temporal de MTCI de los 4 compuestos temporales posteriores al máximo, que llamaremos MTCIacum. Esta adición equivale al valor acumulado de los 28 días posteriores al máximo, ya que partimos de compuestos de 7 días.
- Relacionar los índices de vegetación con observaciones directas de producción y rendimiento. Para ello la sumatoria y el promedio del MTCIacum de cada provincia se correlacionaron con los datos de producciones y rendimientos provinciales contenidos en el Anuario de Estadística Agraria y Pesquera (AEAP) de la Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de la Junta de Andalucía; y con los valores de rendimiento de las encuestas de superficies y

rendimientos de los cultivos (ESYRCE) del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). Puesto que existen recintos agrícolas parcialmente sembrados de trigo, lo cual podría influir en su relación con el MTClacum, se consideraron diferentes umbrales de porcentaje de siembra: más del 50%, más del 75% y más del 90%, combinando la información de la PAC y del SIGPAC.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se generaron tres modelos empíricos de estimación de producción y rendimiento del trigo en Andalucía:

- Modelo de producción de trigo

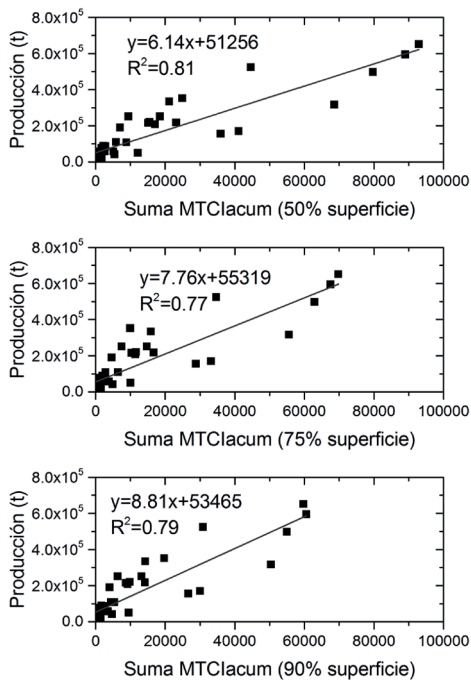


Figura 1. Diagramas de dispersión entre la producción procedente del AEAP y el sumatorio provincial del índice MTClacum.

La Figura 1 muestra los diagramas de dispersión y las ecuaciones resultantes de los tres análisis de regresión, identificados como a, b y c en función de la proporción del recinto (50, 75 y 90%) sembrada de trigo. De forma general, independientemente del porcentaje de recinto cultivado de trigo, los resultados son muy similares. En los tres casos la relación entre las dos variables es lineal y no existen outliers o casos atípicos destacables. Los tres modelos presentan coeficientes de determinación significativos para un nivel de confianza del 95%, y explican gran parte de la varianza (alrededor del 80%) de la producción de trigo. Los coeficientes de determinación de los tres modelos son similares a los obtenidos por Duncan *et al.*, (2015) en parcelas de trigo en India usando series temporales de EVI MODIS. Los

buenos resultados obtenidos por nuestros modelos de producción contrastan con los de Kowalik *et al.* (2014), que argumentó que su modelo de predicción de cosecha de trigo presentaba errores al aplicarse en España, por no disponer de estadísticas de producción fiables.

- Modelos de estimación de rendimiento de trigo
Modelo de estimación de rendimiento del trigo basado en datos estadísticos de AEAP.

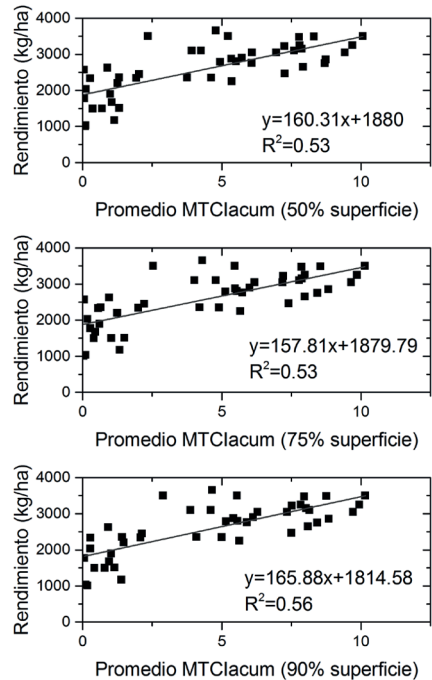


Figura 2. Diagramas de dispersión entre el rendimiento procedente del AEAP y el promedio provincial del índice MTClacum.

Los resultados de los análisis de regresión realizados entre los datos de rendimiento obtenidos del AEAP y las medias provinciales de MTClacum se presentan en la Figura 2. Al igual que en el modelo anterior, dicha figura presenta tres gráficas en función del porcentaje de la superficie del recinto ocupada por el trigo (50, 75 y 90%, respectivamente). De nuevo, los tres modelos generados fueron significativos para un nivel de confianza del 95%, pero con menor capacidad predictiva al alcanzarse valores de R² entre 0,5 y 0,6. Estos resultados son similares a los obtenidos en el mismo cereal en India por Duncan *et al.* (2015), que consiguieron mejores resultados en su modelo de producción que en el de rendimiento (producción R²=0,87; rendimiento R²=0,6); al igual que ocurrió en esta investigación.

Modelo de estimación de rendimiento del trigo basado en datos estadísticos de las Encuestas ESYRCE.

En la Figura 3 se presenta el diagrama de dispersión y la ecuación resultante del modelo de regresión generado a

partir de la muestra de 642 recintos agrícolas sembrados de trigo seleccionados de los segmentos muestreados de ESYRCE. En ella, se aprecia a simple vista la falta de relación de las variables estudiadas. La existencia de diferentes valores MTClacum para el mismo valor de rendimiento y viceversa, indujo a pensar que el rendimiento de las encuestas ESYRCE podría no ser muy fiable.

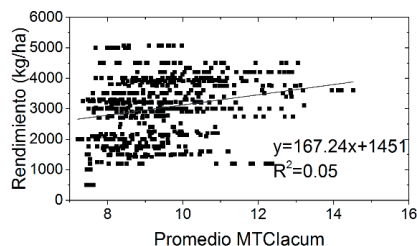


Figura 3. Diagramas de dispersión entre el rendimiento procedente de ESYRCE y el promedio del índice MTClacum, para cada recinto SIGPAC de los segmentos territoriales muestreados por ESYRCE.

4. CONCLUSIONES

El análisis de regresión simple entre los datos de producción provincial del AEAP y los valores totales MTClacum clasificados en función de la proporción del recinto sembrado de trigo, mostró una relación lineal con coeficientes de determinación significativos y muy parecidos, lo que demuestra el potencial para estimar la producción; el periodo de 28 días después del valor máximo MTCl es adecuado y que la superficie ocupada por el trigo en el recinto no es determinante (al menos cuando es superior al 50 %).

Los resultados obtenidos indican una asociación mayor con los datos de producción que con los de rendimiento ($R^2=0,81$ y $R^2=0,57$, respectivamente). No se ha observado correlación entre los valores de MTClacum y los valores de rendimiento obtenidos de las encuestas ESYRCE.

5. AGRADECIMIENTOS

El segundo autor de este trabajo es un becario postdoctoral Juan de la Cierva. Agradecemos la financiación obtenida de MINECO (Proyectos BIA2013-43462-P y CSO2014-51994-P) y de la Junta de Andalucía (Grupo Investigación RNMI77).

6. BIBLIOGRAFÍA

Asseng, S., Ewert, F., Martre, P., Rötter, R.P., Lobell, D.B., Cammarano, D., ... Zhu, Y. 2014. Rising temperatures reduce global wheat production. *Nature Climate Change*, 5(2), 143-147.

CAPDER. 2015. Anuario de estadísticas agrarias y pesqueras de Andalucía. Recuperado a partir de <http://www.juntadeandalucia.es/organismos/agriculturapescayderesarrollorural/consejeria/sobreconsejeria/estadisticas/paginas/agrarias-anuario.html>

Curtis, T., Halford, N.G. 2014. Food security: the challenge of increasing wheat yield and the importance of not compromising food safety. *Annals of Applied Biology*, 164(3), 354-372.

Dash, J., Curran, P. 2007. Relationship between the MERIS vegetation indices and crop yield for the state of South Dakota, USA. *Proc. Envisat Symposium*.

Dente, L., Satalino, G., Mattia, F., Rinaldi, M. 2008. Assimilation of leaf area index derived from ASAR and MERIS data into CERES-Wheat model to map wheat yield. *Remote Sensing of Environment*, 112(4), 1395-1407.

Duncan, J.M.A., Dash, J., Atkinson, P.M. 2015. Elucidating the impact of temperature variability and extremes on cereal croplands through remote sensing. *Global change biology*, 21(4), 1541-51.

FAOSTAT. 2013. Productos agrícolas. Recuperado 17 de agosto de 2016, a partir de http://ec.europa.eu/eurostat/statisticsexplained/index.php/Agricultural_products/es#Fuente_de_los_datos_de_las_tablas_y_los_gr.C3.A1ficos_28MS_Excel.29

Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., ... Zaks, D.P.M. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337-342.

Huang, J., Tian, L., Liang, S., Ma, H., Becker-Reshef, I., Huang, Y., Wu, W. 2015. Improving winter wheat yield estimation by assimilation of the leaf area index from Landsat TM and MODIS data into the WOFOST model. *Agricultural and Forest Meteorology*, 204, 106-121.

Kowalik, W., Dabrowska-Zielinska, K., Meroni, M., Raczka, T.U., de Wit, A. 2014. Yield estimation using SPOT-VEGETATION products: A case study of wheat in European countries. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 32(1), 228-239.

Kumar, R. (2016). Impact of climate change on crop yield and role of model for achieving food security. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(8), 1-14.

Lobell, D.B., Schlenker, W., Costa-Roberts, J. 2011. Climate trends and global crop production since 1980. *Science*, 333(6042), 616-20.

MAGRAMA. 2015. Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos (ESYRCE) de 2004 a 2015. Recuperado a partir de <http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticasagrarias/agricultura/esyrce/resultados-de-anos-antiores/default.aspx>

Rembold, F., Atzberger, C., Savin, I., Rojas, O. 2013. Using Low Resolution Satellite Imagery for Yield Prediction and Yield Anomaly Detection. *Remote Sensing*, 5(4), 1704-1733.

Zhang, S., Liu, L. 2014. The potential of the MERIS Terrestrial Chlorophyll Index for crop yield prediction. *Remote Sensing Letters*, 5(8), 733-742.



SECCIÓN **03**

Bosques

Aplicaciones de LiDAR para inventario forestal exhaustivo y cartografía de la estructura 3D en una dehesa mediterránea

Martínez Prentice, R. ^(1,2), Vicente, C. ⁽²⁾, Ortega, S. ⁽²⁾, Burgos, T. ⁽²⁾, Montalvo, J. ^(1,2)

⁽¹⁾ Departamento de Ecología y Biología Animal, Edificio de Ciencias Experimentales, Universidad de Vigo. 36310, Vigo, España. martinez.prentice@gmail.com, jmontalvo@uvigo.es

⁽²⁾ Fundación Matrix, Investigación y Desarrollo Sostenible, Plaza Miralles, Local A5, Campus Universidad de Vigo, 36310, Vigo, España. cesar.cartog@gmail.com, sortega.estad@gmail.com, tamaraburgos44@gmail.com

Resumen: La tecnología LiDAR es muy utilizada para el estudio de la vegetación forestal. Sin embargo, si la densidad de puntos LiDAR es baja, su aplicabilidad supone un desafío para caracterizar la arquitectura de árboles individuales. Los objetivos principales del presente trabajo son ensayar aplicaciones para describir la variabilidad de la arquitectura de árboles con copa relativamente pequeña y realizar un inventario exhaustivo en una dehesa, vegetación formada por árboles dispersos, usando datos LiDAR de baja densidad. Se estudia un área de dehesa de encinas y alcornoques (215 ha) del Parque Natural Sierra de Hornachuelos (Córdoba). Se usan datos de campo de altura y arquitectura de copa de árboles y datos LiDAR del PNOA de 2014, y dos enfoques, árbol individual y áreas. Los resultados preliminares muestran a nivel de árbol individual una relación negativa entre la penetración de los pulsos LiDAR y la densidad de copa (concentración de biomasa foliar y leñosa) estimada desde datos LiDAR. A nivel de árbol, la altura dominante del dosel y el volumen de copa se estiman con una alta fiabilidad estadística, sin diferencias significativas entre especies. A nivel de área, los modelos predictivos satisfactorios obtenidos demuestran que los datos LiDAR de baja densidad son aplicables para estimar y cartografiar la cobertura arbórea total, la altura dominante del dosel y probablemente la densidad de individuos, permitiendo un inventario exhaustivo en territorios extensos de dehesa.

Palabras clave: altura de la vegetación, arquitectura de copa, dehesa, dosel arbóreo, LiDAR.

LiDAR applications for exhaustive forest inventory and 3D structure mapping in a Mediterranean dehesa

Abstract: LiDAR technology is highly used for forest vegetation studies. Nevertheless, the applicability of low point-density LiDAR data is a challenge for architecture characterization of individual trees. The main objectives of this work are to test low point-density LiDAR data applications to describe the variability of the architecture of individual trees with relatively small crown and to carry out a comprehensive inventory of tree vegetation in a dehesa, a vegetation formed of scattered trees. A dehesa of cork oaks and holm oaks (215 ha) in Parque Natural Sierra de Hornachuelos (Córdoba) was studied. Field data of tree height and crown architecture and LiDAR data from PNOA (2014), and two approaches, individual trees and area, were used. The preliminary results show at tree-level a negative relationship between LiDAR pulse penetration and crown density (leaf and woody biomass concentration), that was estimated using LiDAR data. At tree-level, dominant canopy height and the crown volume were estimated with high statistical reliability, and there were no significant differences between species. At area-level, satisfactory predictive models were obtained which demonstrate that the low point-density LiDAR data are applicable for estimating and mapping total tree cover, dominant canopy height and probably tree density, allowing a wall-to-wall inventory in extensive lands of dehesa.

Keywords: vegetation height, crown architecture, dehesa, LIDAR, tree canopy.

1. INTRODUCCIÓN

La teledetección con LiDAR (*Light Detection And Ranging*) se ha convertido en una herramienta imprescindible para el estudio exhaustivo de la vegetación arbórea. Muchas publicaciones implementan esta tecnología para caracterizar la vegetación (p. ej. Véga *et al.*, 2016). La nube de puntos permite obtener interesantes variables de interés ecológico y forestal con aplicación a inventarios de ecosistemas forestales, especialmente si la densidad de la nube de puntos es elevada y si se dispone de modelos de calibración apropiados (Wulder *et al.*, 2012). Sin embargo, debido a los altos costes de obtención de datos LiDAR de alta densidad de puntos en territorios extensos y heterogéneos no es habitualmente aplicable esta tecnología. En el

presente trabajo se explora la viabilidad del uso de datos de baja densidad de puntos del PNOA para caracterizar y cartografiar la vegetación arbórea de dehesas. Este tipo de vegetación representa un reto especial por la distribución dispersa y con baja densidad de árboles con copas relativamente pequeñas que supone una incertidumbre en la calidad de las variables derivadas de datos LiDAR. Además, los árboles más importantes en dehesa, como encina y alcornoque, presentan una copa singular, semicerrada que limita parcialmente la capacidad de intercepción de los pulsos láser.

El haz de energía emitido desde un sensor aerotransportado penetra la copa de los árboles devolviendo un único o varios retornos hasta llegar al suelo; o bien, es reflejado antes por la vegetación. Por esto, se forma una nube de

puntos discreta que se puede estratificar según alturas de vegetación, describiendo una estructura 3D (Ferraz *et al.*, 2012).

Los objetivos específicos son: (1) describir cuantitativamente la variabilidad de la arquitectura individual de la copa de árboles de dehesa y su relación con la penetración de los pulsos LiDAR; (2) ensayar aplicaciones de datos LiDAR para inventario exhaustivo de vegetación arbórea de dehesa, y (3) evaluar la utilidad de los datos del proyecto PNOA-LiDAR para conocer la estructura 3D de la vegetación leñosa de una forma fiable.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Se estudia un área de dehesa de encinas y alcornoques de 214,6 ha de la finca Zahurdillas, ubicada en el Parque Natural Sierra de Hornachuelos, situado en el sector central de Sierra Morena en la provincia de Córdoba.

2.2. Variables medidas

Se ha realizado un muestreo de 150 árboles de encina, alcornoque y acebuche. Cada individuo ha sido georreferenciado mediante el uso de un receptor GPS R8 GNSS de Trimble de precisión centimétrica. En cada árbol se ha medido la altura dominante (Ht) y la altura de la base de la copa (Hc), medidos con un hipsómetro Vertex Laser VL5. La longitud de copa se estimó por diferencia entre estas variables ($Lc = Ht - Hc$). El área de copa (Ac) se ha calculado a partir de la digitalización de árboles individuales con herramientas SIG empleando ortofotografías con una resolución 0,5x0,5 m del PNOA cedidas por el Instituto Geográfico Nacional (IGN; junio de 2014). El volumen de copa (Vc) se ha estimado considerando las variables anteriores asimilándolo a la forma de un paraboloides. La Tabla 1 resume el rango de variación de las variables medidas.

También se ha realizado un muestreo aleatorio de 17 parcelas de 30x30 m. En cada parcela se han registrado los árboles presentes (N=número total de árboles) y obtenido las mismas variables descritas para los árboles, excepto la cobertura arbórea total (CAT) que se ha calculado del mismo modo descrito anteriormente para Ac. La altura dominante del dosel arbóreo (Htd) se ha estimado como el percentil 95 de los valores de Ht de todos los árboles dentro de cada parcela, de forma similar al indicador usado por otros autores (p. ej. Gopalakrishnan *et al.*, 2015).

2.3. Fuente y procesado de datos LiDAR

Mediante las ortofotografías del PNOA se ha delimitado el área de estudio, centrada en vegetación de dehesa de la finca estudiada. Se han usado datos LiDAR del PNOA en formato LAS cedidos por el IGN. Las nubes de puntos han sido capturadas mediante vuelo (realizado entre diciembre de 2014 y enero de 2015) empleando un sensor LiDAR con una densidad de 0,5 puntos/m² y clasificación automática mediante TerraScan en ecos de suelo y de clases de altura de vegetación. Se ha empleado

el sistema geodésico de referencia ETRS89 y proyección UTM Huso 30.

La clasificación de ecos se ha verificado cuidadosamente y comprobado con ortofotografías digitales del PNOA y trabajo de campo, reclasificando o eliminando los puntos erróneamente clasificados.

Se ha elaborado un Modelo Digital del Terreno (MDT, 1x1 m) con puntos LiDAR clasificados como suelo mediante el método IDW (interpolación mediante distancia inversa ponderada). Se ha realizado un estudio a dos niveles: árboles individuales y área de vegetación (parcelas o celdas de 30x30 m). Se han extraído puntos de vegetación alta (ecos de copa, >3 m) del área de copas de árboles y de celdas en formato shape de punto, y se normalizaron según la altitud del MDT.

A partir de los puntos LiDAR contenidos en las copas individualizadas de los árboles y en el área de cobertura arbórea de las parcelas se han estimado diferentes variables mediante herramientas SIG. Para los árboles individuales: Ht_L (percentil 95 de la altura de los ecos de copa), Hc_L (diferencia entre percentil 80 y altura mínima de la altura de los ecos de copa), Lc_L (diferencia entre percentil 95 y el percentil 5 de la altura de los ecos de copa); Vc_L (calculado como Vc, desde Ac y Lc_L); índice de penetración de láser (IPL; similar al de Bouvier *et al.*, 2015), estimado como el porcentaje de ecos de suelo respecto al total de ecos; y densidad de copa (Dc), que es una medida de la concentración de biomasa foliar y leñosa, estimada como porcentaje de ecos de copa respecto al total. Para las parcelas, se ha obtenido la cobertura arbórea total (CAT_L), y altura dominante del dosel arbóreo (Htd_L). Los valores de CAT_L se han obtenido a partir de los ecos de copa mediante la generación de polígonos de agregación con geometría suavizada mediante el uso de herramientas SIG. Htd_L se ha obtenido como el percentil 85 de los ecos de copa.

Tabla 1. Rangos de variación de variables de los árboles.

Especie	Ht (m)	Hc (m)	Lc (m)	Ac (m ²)	Vc (m ³)
Encina	3,2-8,6	1,5-4,5	1,1-1,6	6,5-135	1,8-135
Alcornoque	4,1-9,4	1,7-4,9	1,2-5,2	20-130	4,2-113
Acebuche	3,3-8,3	1,2-4,3	1,4-5,7	4,6-58	1,6-53

Ht: altura dominante; Hc: altura de copa; Lc: longitud de copa; Ac: área de copa; Vc: volumen de copa.

2.4 Análisis estadístico y cartografía

Se ha obtenido el error típico de estimación (ETE, más conocido como RMSE) del MDT comparando la altitud de las celdas de 1x1m con la altitud medida mediante GPS en una muestra de 149 puntos; así mismo, se ha calculado el coeficiente de correlación de Pearson. Se han usado modelos de regresión para expresar las relaciones entre las variables. En la muestra de árboles individuales, se ha utilizado el 80% para generar modelos de calibración (modelos estadísticos predictivos que expresan la relación entre la variable medida y la estimada mediante datos LiDAR) y el resto

para validación (evaluación del modelo predictivo). En el caso de parcelas, solo se ha hecho calibración. Las variables predictoras y los modelos de regresión se han seleccionado por su capacidad predictiva, según su AIC y ETE, tras verificar las hipótesis estadísticas, incluyendo los valores residuales. Las diferencias entre especies en los modelos de calibración se han analizado mediante ANCOVA.

Se ha estimado Htd en el área de dehesa con una resolución espacial de celdas de 30×30 m. Para la cartografía de la Htd se ha utilizado el modelo de calibración obtenido con los valores de Htd_i estimados en las parcelas de campo coincidentes con las dimensiones de las celdas.

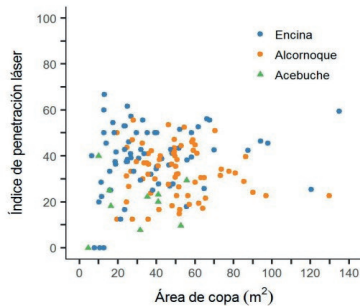


Figura 1. Relación entre el índice de penetración láser y el tamaño de copa de las especies estudiadas.

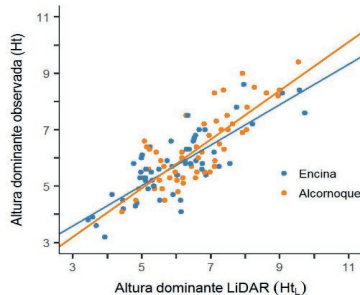


Figura 2. Relación entre la altura dominante observada y estimada desde datos LiDAR en la muestra de árboles individuales. Se indican los datos para las dos especies más importantes y las rectas de regresión respectivas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Penetración de pulsos LiDAR y estimación arquitectura de copas

Los resultados demuestran que la penetración de los pulsos LiDAR está inversamente relacionada con la densidad de copa ($r=-0,94$; $p<0,001$). Sin embargo, no observamos una relación clara entre el grado de penetración y el tamaño de la copa de los árboles individuales (Figura 1).

Existe una excelente estimación de la altura desde los datos LiDAR (MDT; $r=0,99$; $p<0,001$; ETE=0,49 m).

La Tabla 2 sintetiza los modelos de calibración obtenidos de parámetros asociados a la arquitectura de copas de los árboles individuales, así como su validación. Existe una elevada correspondencia entre la altura dominante estimada desde datos LiDAR y la observada a partir de los datos de campo (ETE<0,8 m), y sin diferencias destacables entre encina y alcornoque (Figura 2). Sin embargo, la fiabilidad de la estimación de la altura de copa es inferior, aunque significativa, siendo su ETE similar. Esto puede resultar de una menor penetración de los pulsos LiDAR a través de la copa de los árboles, y por tanto, menor información de los puntos de la altura inferior del dosel arbóreo. La longitud de copa de cada árbol se estima con precisión intermedia a la obtenida con las dos variables anteriores, y es bastante aceptable, con un ETE~0,8 m. Existe una relación potencial entre el volumen de copa observado y el estimado desde otras variables LiDAR. En ningún caso existen diferencias significativas entre especies para Lc, Hc y Vc. Por otra parte, la estimación del área de copa individual desde datos LiDAR, realizada con una muestra de 33 árboles por el mismo método usado para calcular CAT_L, es razonable ($r=0,67$; $p<0,001$).

Por tanto, es posible estimar la altura y arquitectura de copa de los árboles individuales de la dehesa (Tabla 1) de una manera fiable usando una baja densidad de puntos LiDAR, especialmente su área y volumen. La presencia de copas extendidas en dirección horizontal, característica de encina y alcornoque en dehesa, con más o menos volumen, permite una superficie de intercepción suficiente de los pulsos láser.

3.2. Inventario de vegetación arbórea

Los datos LiDAR permiten estimar la cobertura arbórea total por parcela con muy alta fiabilidad ($R^2=0,98$; $p<0,001$), ya que existe una relación lineal con la cobertura medida por digitalización, y un bajo ETE absoluto (51,7 m²) y relativo (14%). La cobertura arbórea estimada en toda la superficie de dehesa es el 39,6%.

Por otra parte, un modelo potencial entre el número de individuos y cobertura arbórea permite realizar un inventario exhaustivo del número total de árboles en la dehesa, así como estimar su variabilidad espacial, aunque con un ajuste limitado ($R^2=0,54$; $p<0,001$; ETE=4,3 m), probablemente por el bajo número de parcelas. El número total de árboles estimado en la dehesa es 19691. La densidad media es de 96,5 árboles/ha, teniendo el 71,3% de la superficie una densidad de 50-150 árboles/ha (CV=49%).

La altura dominante de la vegetación arbórea de dehesa puede estimarse con una fiabilidad razonable utilizando la variable estimada con datos LiDAR ($R^2=0,33$; $p<0,001$; ETE=0,54 m; ETE relativo=8,3%). Por tanto, los resultados preliminares demuestran que con baja densidad de puntos LiDAR es posible realizar un inventario exhaustivo de la altura de la vegetación arbórea en una superficie extensa de dehesa. La Figura 3 muestra

Tabla 2. Modelos de calibración para parámetros de la arquitectura de la copa de árboles. Se indican las ecuaciones predictivas y resultados de validación, conjuntamente para las tres especies estudiadas o para las dos más importantes.

Variable	Tipo de vegetación	N	Modelo de calibración			Validación		
			Ecuación	R ²	p	ETE*	N	ETE
Altura dominante (Ht)	Todas las especies	120		0,64	<0,001	0,79	30	0,78
	Encina	56		0,66	<0,001	0,70	14	0,86
	Alcornoque	56		0,65	<0,001	0,74	14	0,74
Altura de copa (Hc)	Encina	56		0,19	<0,001	0,67	14	0,58
	Alcornoque	56		0,13	0,005	0,66	14	0,63
Longitud de copa (Lc)	Encina	56		0,25	<0,001	0,83	14	0,94
	Alcornoque	56		0,39	<0,001	0,76	14	0,68
Volumen de copa (Vc)	Encina	56		0,82	<0,001	11,32	14	10,85
	Alcornoque	56		0,75	<0,001	7,90	14	7,32

Ht: altura dominante; Hc: altura de copa; Lc: longitud de copa; Vc: volumen de copa. El subíndice L indica que la variable se ha estimado desde datos LiDAR. Unidades de ETE: Ht, Hc y Lc: m; Vc: m³.

el mapa de la altura dominante de la vegetación arbórea, donde se aprecia una dominancia de la clase entre 6-7 m (74,6% de la superficie), una altura promedio de 6,6 m y una escasa variabilidad espacial (coeficiente de variación de 7,2%).

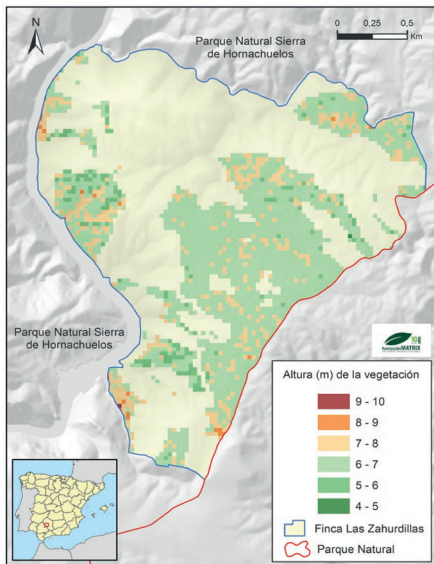


Figura 3. Mapa de alturas de la vegetación arbórea.

4. CONCLUSIONES

Los resultados preliminares evidencian que los datos LiDAR de baja densidad de puntos permiten interesantes aplicaciones en territorios extensos de dehesa:

- Estimar la altura de los árboles más típicos de la dehesa (encina y alcornoque), y caracterizar cuantitativamente la arquitectura de su copa de una manera fiable, en especial su área y volumen.
- Estimar la densidad de elementos en la copa de los árboles (concentración de biomasa foliar y leñosa),

inversamente relacionada con la penetración de los pulsos láser.

- Realizar un inventario exhaustivo de la altura de la vegetación arbórea y probablemente de la densidad de árboles.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es fruto del ‘Programa de Investigación Ecológica y Territorial’ de la Fundación Matrix, cofinanciado por el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. El IGN facilitó el acceso a datos LiDAR del PNOA. Agradecemos la colaboración de los propietarios de la finca Zahurdillas.

6. BIBLIOGRAFÍA

Bouvier, M., Durrieu, S., Fournier, R.A., Renaud, J.P. 2015. Generalizing predictive models of forest inventory attributes using an area-based approach with airborne LiDAR data. *Remote Sensing of Environment*, 156, 322-334.

Ferraz, A., Bretar, F., Jaquemoud, S., Gonçalves, G., Pereira, L., Tomé, M., Soares, P. 2012. 3-D mapping of a multi-layered Mediterranean forest using ALS data. *Remote Sensing of Environment*, 121, 201-223.

Gopalakrishnan, R., Thomas, V.A., Coulston, J.W., Wynne, R.H. 2015. Prediction of canopy heights over a large region using heterogeneous lidar datasets: efficacy and challenges. *Remote Sensing*, 7, 11036-11060.

Véga, C., Renaud, J.P., Durrieu, S., Bouvier, M. 2016. On the interest of penetration depth, canopy area and volume metrics to improve Lidar-based models of forest parameters. *Remote Sensing of Environment*, 175, 32-42.

Wulder, M.A., White, J.C., Nelson, R.F., Næsset, E., Ørka, H.O., Coops, N.C., Hilker, T., Bater, C.W., Gobakken, T. 2012. Lidar sampling for large-area forest characterization: A review. *Remote Sensing of Environment*, 121, 196-209.

Análisis comparativo del potencial del ALS y TLS en la caracterización estructural de la masa forestal basado en voxelización

Crespo-Peremarch, P., Ruiz, L. A.

Grupo de Cartografía GeoAmbiental y Teledetección (CGAT), Universitat Politècnica de València,
Camí de Vera s/n, 46022-València, España.
pabcrepe@cgf.upv.es, laruiz@cgf.upv.es

Resumen: En las últimas décadas se ha demostrado la eficiencia en la caracterización del dosel arbóreo y la estructura forestal mediante ALS (*Airborne Laser Scanning*) y TLS (*Terrestrial Laser Scanning*), presentando cada uno limitaciones en diferentes zonas de la estructura forestal debido a la oclusión. En este estudio se efectuó una comparación de las alturas del dosel obtenidas por ambos sensores en la Sierra de Espadán (Castellón); se estudió la penetrabilidad en los diferentes estratos verticales (terreno, sotobosque, base dosel, estructura interna, ápice) mediante el análisis de densidades dentro de vóxeles; y se estudiaron las relaciones entre dichas densidades y las características de las parcelas. Con ALS se obtuvieron alturas de dosel menores que con TLS (siendo el RMSE de la diferencia igual a 2,10 metros), debido a su menor densidad y, por tanto, menor probabilidad de registrar la altura máxima. Las mayores densidades del ALS se localizaron en el ápice y el terreno, mientras que las del TLS en el sotobosque y especialmente en el terreno. El TLS ha demostrado su potencial para el inventariado de parcelas forestales, aunque podría complementarse con datos UAS para registrar las zonas superiores de la estructura con una mayor densidad que el ALS.

Palabras clave: LiDAR, láser escáner, estructura forestal, sotobosque, terreno, dosel arbóreo.

Comparative analysis of ALS and TLS potential for the structural characterization of forest mass by voxelization

Abstract: During last decades, the efficiency of ALS (*Airborne Laser Scanning*) and TLS (*Terrestrial Laser Scanning*) to characterize the canopy and forest structure has been demonstrated. Each of them has limitations in different forest structure strata due to occlusion. In this study, a comparison of the canopy height registered by both sensors was carried out in Sierra de Espadán (Spain); penetrability in different vertical strata (terrain, understory, canopy base, internal structure, top) was studied through the analysis of densities within the voxels; as well as the relationship between densities and plot features. ALS registered lower canopy heights than TLS (being the RMSE of the difference 2.10 meters), due to its lower density, and therefore the likelihood of registering the maximum height is lower. Highest densities of ALS are located at the top of the canopy and terrain, whereas TLS densities are principally at terrain and understory. The potential of TLS for forest inventory at plot level has been proven, although it could be complemented with UAS data, in order to register upper vegetation strata with a higher density than ALS.

Keywords: LiDAR, laser scanning, forest structure, understory, terrain, canopy.

1. INTRODUCCIÓN

La caracterización de la estructura forestal permite entre otras cosas estudiar la reforestación, el hábitat de la fauna o el comportamiento de un incendio forestal (Hill y Broughton, 2009). Los sistemas LiDAR (*Light Detection And Ranging*) aerotransportados (*Airborne Laser Scanning*, ALS) vienen empleándose satisfactoriamente desde hace décadas para la extracción de la estructura vertical de la vegetación, puesto que proporcionan información sobre la distribución en altura de los diferentes estratos verticales (Ruiz *et al.*, 2016). El láser escáner terrestre (*Terrestrial Laser Scanning*, TLS) presenta unas densidades mucho más elevadas que el ALS, permitiendo un estudio más detallado de la estructura (Vierling *et al.*, 2013).

En estudios previos se han analizado las diferencias entre ALS y TLS para estimar variables como la altura del dosel, biomasa o volumen (Hilker *et al.*, 2010), concluyendo que el TLS puede ser un buen complemento

o alternativa al ALS. En Chasmer *et al.* (2006) se comparó la distribución de densidades ALS y TLS en diferentes alturas de la copa para diferentes especies, obteniendo el primero mayores frecuencias en las partes elevadas, y el segundo en las partes inferiores de la copa, debido a las oclusiones.

Desde un punto de vista estructural, las áreas forestales se pueden dividir en diferentes estratos verticales: ápice de la copa, zona interna de la copa, base de la copa, sotobosque y terreno. La altura de cada uno de estos estratos es variable debido a la heterogeneidad de la estructura forestal, especie o edad. Por ello, es importante hacer un estudio de penetración del ALS y TLS en los diferentes estratos, en lugar de por alturas.

Los objetivos de este trabajo son: (i) realizar un análisis comparativo de las alturas de las copas obtenidas mediante ALS y TLS; (ii) analizar la distribución de densidades de puntos ALS y TLS en diferentes estratos de la vegetación (ápice de la copa, zona interna copa, base de la copa,

sotobosque y terreno); y (iii) relacionar la distribución de densidades con respecto a factores estructurales como la biomasa, densidad de pies, altura dominante o especie.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra en el parque natural de la Sierra de Espadán, en la provincia de Castellón, España. Es una zona montañosa con laderas escarpadas y presencia de terrazas artificiales. La especie predominante es el *Pinus halepensis* con gran presencia de sotobosque, aunque también hay presencia de *Pinus pinaster* y *Quercus suber* en gran medida.

Durante el mes de septiembre 2015 se llevaron a cabo los trabajos de campo en 80 parcelas de 15 metros de radio distribuidas aleatoriamente a lo largo de la zona de estudio (3741 ha). En ellas se midieron los diámetros a la altura de pecho (DBH) de todos los pies con un DBH mayor que 5 cm y la altura del ápice para los siete pies con mayor DBH dentro de cada parcela. A partir de estos datos y de las ecuaciones alométricas de Montero *et al.* (2005) se estimó la biomasa área (AGB) y la altura dominante a partir de la media de las lecturas. De cada parcela también se anotó la especie dominante, la cobertura aproximada de sotobosque, y la pendiente. Los datos ALS se tomaron de forma simultánea y cubren toda la zona de estudio. Sus características se muestran en la Tabla 1.

Los datos TLS fueron igualmente registrados al mismo tiempo y están disponibles para 29 de las 80 parcelas de trabajo (Tabla 1). Para cada una de estas parcelas se realizaron nueve escaneos.

Tabla 1. Características del ALS y TLS.

	ALS	TLS
Sensor	LM6800	FARO FOCUS 3D 120
Precisión	0,24 m (H), 0,15 m (V)	2 mm a 25 m
Puntos por parcela	24306	98919896
Densidad media puntos	34,39 m ²	139943,03 m ²
Retornos	7	1
Frecuencia de pulso	300 kHz	97 Hz
Longitud de onda	1550 nm	905 nm
Divergencia del haz	≤ 0,5 mrad	0,19 mrad

2.1. Selección de la muestra

Teniendo en cuenta la especie dominante y la cobertura de sotobosque en cada una de las parcelas, se extrajo una submuestra con la que llevar a cabo el estudio. Se seleccionaron un máximo de dos parcelas de cada especie dominante por cada intervalo de 10% de cobertura de sotobosque (Figura 1), con el fin de homogeneizar las tipologías de parcelas en la muestra. De esta manera se trabajó con un total de 21 parcelas.

2.2. Comparación de alturas

El primer paso fue la normalización de las alturas a partir de un modelo digital del terreno (MDT). A continuación, se realizó una comparación de las alturas de la vegetación obtenidas tanto por el ALS como por el TLS. Sólo se tuvieron en cuenta los puntos por encima de 2 metros, que es la altura aproximada del instrumento TLS, con el fin de analizar aquellos ápices con una altura superior al mismo. Esta comparación se realizó a nivel de píxel. El tamaño de píxel se determinó a partir de la densidad de puntos de ambos sensores, con el criterio de minimizar el número de píxeles vacíos, estableciéndose en 0,75 metros. A partir de la diferencia de alturas para cada una de las 21 parcelas se calculó el error medio cuadrático (RMSE).

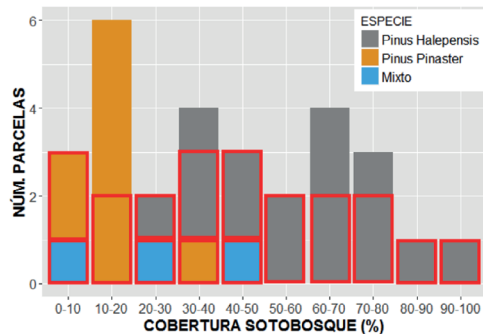


Figura 1. Representación de las 29 parcelas con datos TLS según la especie dominante y la cobertura de sotobosque. En rojo se enmarca la proporción de parcelas seleccionadas para el estudio.

2.3. Cálculo de densidades por estratos

El primer paso fue diferenciar cada uno de los diferentes estratos (ápice, zona interna, base de la copa, sotobosque y terreno), los cuales se describen en la Figura 4.

El terreno se determinó como todos aquellos puntos con una altura igual o menor a 7,5 cm (mitad de la precisión en Z del ALS). El ápice corresponde con aquellos puntos con mayor cota dentro de cada píxel. En este caso se puso la condición de cota mínima de 2 metros. Tanto el sotobosque como la base de la copa son más complejos de extraer, por lo que se seleccionaron manualmente. En el sotobosque, se excluyeron automáticamente todos aquellos puntos menores de 15 cm, al considerarse puntos del terreno o de estratos herbáceos inferiores. Por último, la estructura interna de la copa se extrajo calculando la altura intermedia entre la base de la copa y el ápice.

El siguiente paso fue la voxelización de los datos. Este proceso consiste en agrupar todos los puntos que se encuentran dentro de un vóxel (e.g. prisma rectangular). Se extrajo la densidad de puntos en el vóxel. Al igual que el tamaño de píxel, el del vóxel se estableció en 0,75 metros para los tres ejes.

Conociendo qué puntos corresponden a cada estrato, se pudo también conocer que vóxeles correspondían a cada estrato y calcular su densidad.

Debido a la disparidad de densidades entre TLS y ALS se decidió trabajar con densidades relativas con respecto a la columna de vóxeles. Para ello, la densidad de puntos de cada vóxel se dividió entre la densidad de toda la columna, siendo estas densidades comparables.

Con estas densidades relativas para cada estrato se calculó la media de cada estrato para cada parcela.

Seguidamente, se calculó la ratio entre la densidad relativa del TLS y del ALS para cada columna de vóxeles y estrato.

2.4. Relación entre densidades y características de las parcelas

Con el objetivo de analizar qué parámetros afectan a la penetrabilidad de los haces láser del TLS y ALS, se estudió una posible relación entre las densidades relativas para cada uno de los estratos con las características de cada una de las parcelas (especie dominante, cobertura sotobosque, pendiente, número de pies, biomasa aérea y altura dominante).

Para ello se generaron diferentes modelos de regresión lineales, que fueron evaluados mediante validación cruzada y dividiendo la muestra en 10 grupos. Estos modelos se generaron para cada sensor y estrato, en el que la densidad relativa fue la variable dependiente y las variables forestales de cada parcela las variables independientes. Se obtuvo el coeficiente de determinación (R^2) y las variables seleccionadas por el método paso a paso hacia adelante para analizar las relaciones existentes.

3. RESULTADOS

3.1. Alturas estimadas

En la Figura 2 se muestra el RMSE calculado a partir de la diferencia de alturas máximas superiores a 2 metros obtenidas con ALS y TLS para cada parcela y a nivel global. Estos valores se encuentran entre los 0,91 y 3,42 metros, con un valor de 2,10 metros para el conjunto de parcelas.

La media de las diferencias entre ALS y TLS dio un resultado negativo en todos los casos, por lo que las alturas TLS suelen ser superiores a las del ALS.

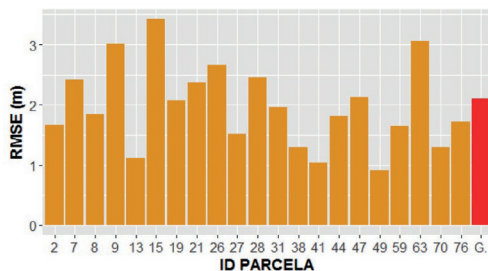


Figura 2. RMSE en metros de la diferencia de alturas de la vegetación extraídas por ALS y TLS para cada una de las parcelas y a nivel global.

3.2. Comparación de densidades

En la Figura 3 se muestra la ratio entre la densidad relativa TLS y ALS para cada vóxel dentro de una parcela. Se puede observar cómo las mayores densidades TLS se encuentran en zonas más inferiores, densas y próximas al instrumento como sotobosque, fustes o partes del dosel.

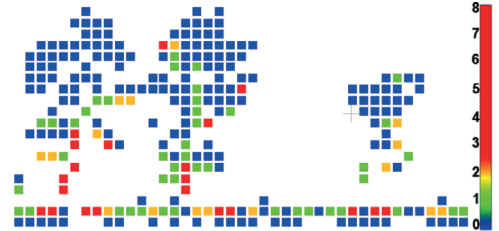


Figura 3. Representación de los vóxeles que muestran la ratio entre la densidad relativa TLS y ALS. Los vóxeles con un valor menor que 1 (azul) son aquellos con una mayor densidad ALS, y los mayores que 1 tienen mayor densidad TLS.

En la Figura 4 se muestra la comparación de densidades relativas entre ALS y TLS para cada uno de los 5 estratos verticales y a nivel de vóxel. Se observa claramente como el ALS tiene mayor densidad en el ápice y terreno, mientras que para el TLS la densidad es mayor en el sotobosque y especialmente en el terreno.

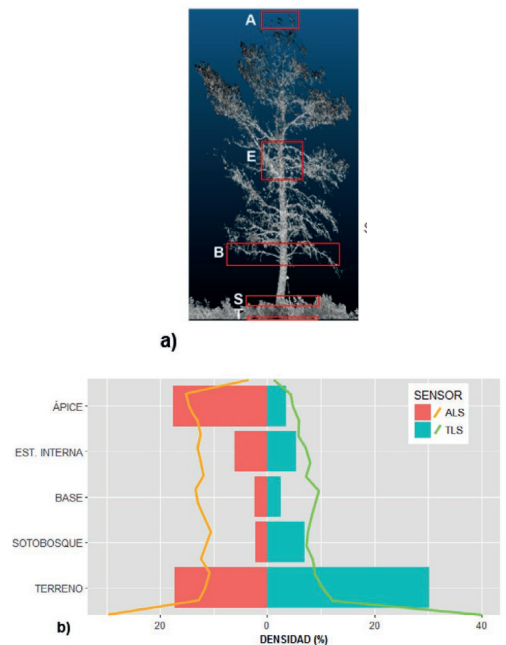


Figura 4. (a) Descripción gráfica de los 5 estratos verticales: (A) ápice, (E) estructura interna, (B) base de la copa, (S) sotobosque, y (T) terreno; y (b) comparación de las densidades relativas entre ALS y TLS por estratos (barras) y a nivel de vóxel (curvas).

3.3. Relación entre densidades y características de las parcelas

En la Figura 5 se muestran las variables que afectan a la densidad de puntos dependiendo del estrato y sensor, y su correlación. Excepto el ápice para el ALS y la base de la copa para el TLS, existe una correlación entre ciertas variables de estructura de las parcelas y las densidades.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En la Figura 2 se muestra cómo el RMSE global es de 2,10 metros, y los resultados estadísticos indican que las alturas extraídas a partir del ALS son inferiores a las del TLS.

El ALS tiene una menor densidad y, por lo tanto, la probabilidad de que un haz intersecte el ápice del árbol es menor (Zimble *et al.*, 2003). Por ello, los primeros retornos ALS suelen estar algunos metros por debajo del ápice. Sin embargo, el TLS tiene una mayor densidad de puntos, pero la oclusión para la extracción del ápice es mucho mayor (Figura 4).

Como se aprecia en la Figura 3, las mayores densidades TLS se concentran en el sotobosque, fuste, y partes inferiores del dosel, que son las más cercanas al instrumento. Se aprecian algunas zonas internas del dosel con mayores densidades TLS, posiblemente debido a la presencia de elementos más densos como ramas más gruesas. En este ejemplo, y al contrario de lo que se observa en la Figura 4, la densidad ALS es mayor en el terreno. Esto es debido a que la parcela de la Figura 3 tiene una alta cobertura de sotobosque (90%) y, como indican los modelos de la Figura 5, esto afectó a la densidad TLS. Debido a su toma cenital, el ALS registra mayores densidades en las partes elevadas. En la Figura 4 se observa que el ALS presenta mayores densidades en el ápice y el terreno, al ser el ápice el primer objeto que intersectan los haces y el terreno un objeto compacto, que no deja pasar la energía y donde no hay cobertura de vegetación recibe el total de ella. Sin embargo, las densidades relativas son similares a las del TLS en la zona interna y base de la copa. Las densidades en el sotobosque por parte del ALS son pequeñas debido a la oclusión producida por el dosel.

El TLS registra sus mayores densidades en el terreno y sotobosque, al encontrarse más próximos al instrumento. Por el contrario, las densidades son pequeñas en el ápice, debido a la oclusión del dosel.

La Figura 5 muestra una correlación elevada entre las características estructurales de las parcelas y la densidad de puntos en la zona interna con ALS. La penetrabilidad del ALS en este estrato se ve afectada por la altura dominante y la especie puesto que, dependiendo de éstas, la copa se encuentra más o menos abierta. En cuanto al TLS, la correlación es alta para los estratos de sotobosque y terreno. El registro del sotobosque depende de la biomasa aérea que, cuanto mayor es, menor es la densidad de puntos en el sotobosque. En cuanto al terreno, la densidad depende de la especie y la cobertura de sotobosque, ya que este puede originar oclusión y varía según la especie dominante, siendo su presencia muy

elevada en parcelas de *Pinus halepensis*. Por el contrario, no existe correlación en la densidad del ápice con ALS y la base del dosel con TLS, ya que estos estratos pueden registrarse desde los respectivos sensores sin ninguna oclusión. Estos resultados permiten hacer una previsión de la penetrabilidad de los haces a través de los diferentes estratos según las características o el tipo de bosque.

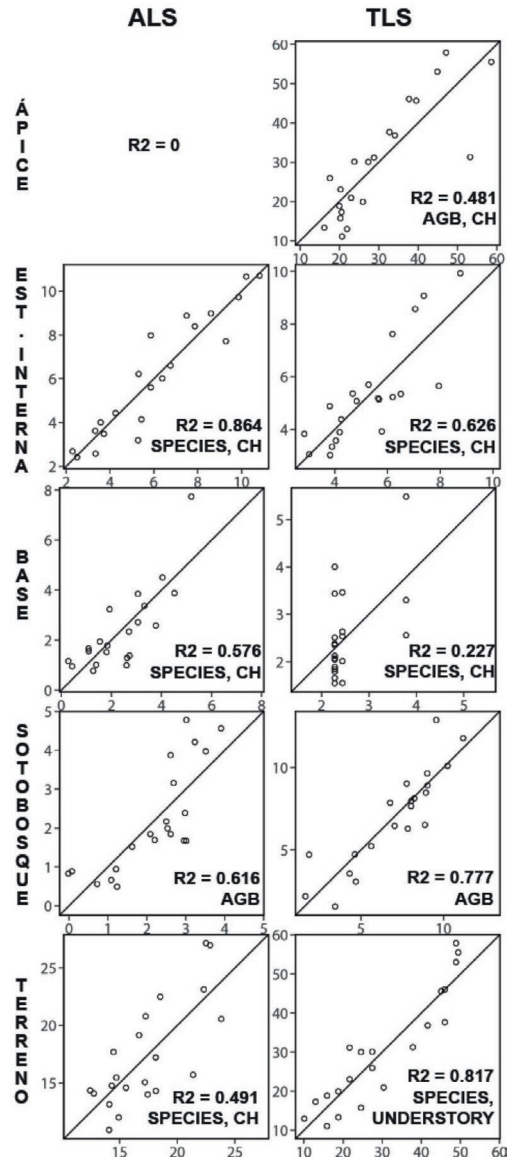


Figura 5. Gráficas de los modelos de regresión lineales para cada sensor y estratos verticales, donde se representan las densidades calculadas en el eje de las X y las observadas en las Y. También se incluye la R² del ajuste y las variables seleccionadas.

Los datos ALS han demostrado que pueden utilizarse para el inventariado de las parcelas debido a su alta densidad y penetrabilidad, especialmente en las partes inferiores de la estructura forestal. Sin embargo, su aplicación presenta un coste elevado con respecto al TLS. El uso de UAS para registrar con más precisión las zonas más elevadas es una alternativa para complementar los datos, ya que permiten tomas cenitales como el ALS, pero con una mayor densidad de puntos. Estos datos permitirían obtener un inventariado preciso sobre el que se podrían tomar nuevas medidas no planificadas en el momento de salir a campo.

Además, el ALS también ha demostrado su capacidad para caracterizar el terreno, siendo crucial para cualquier normalización de alturas.

Por último, es posible hacer una previsión de la densidad de puntos que registra cada instrumento en los estratos con mayor oclusión dependiendo de las características de la zona de estudio. La aplicación conjunta del TLS y ALS en las tareas de inventariado de las parcelas requeriría de la validación concreta de las variables de estudio.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido co-financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y fondos FEDER en el marco del proyecto CGL2016-80705-R.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Chasmer, L., Hopkinson, C., Treitz, P. 2006. Investigating penetration through a conifer canopy by integrating airborne and terrestrial lidar. *Can. J. Remote Sens.*, 32(2), 116-125.
- Hilker, T., van Leeuwen, M., Coops, N.C., Wulder, M.A., Newnham, G.J., Jupp, D.L., Culvenor, D.S. 2010. Comparing canopy metrics derived from terrestrial and airborne laser scanning in a Douglas-fir dominated forest stand. *Trees*, 24(5), 819-832.
- Hill, R.A., Broughton, R.K. 2009. Mapping the understorey of deciduous woodland from leaf-on and leaf-off airborne LiDAR data: A case study in lowland Britain. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 64(2), 223-233.
- Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M. 2005. *Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles*. Madrid, España: INIA.
- Ruiz, L.A., Recio, J.A., Crespo-Peremarch, P., Sapena, M. 2016. An object-based approach for mapping forest structural types based on low-density LiDAR and multispectral imagery. *Geocarto Int.*, 1-15.
- Vierling, L.A., Xu, Y., Eitel, J.U., Oldow, J.S. 2013. Shrub characterization using terrestrial laser scanning and implications for airborne LiDAR assessment. *Can. J. Remote Sens.*, 38(6), 709-722.
- Zimble, D.A., Evans, D.L., Carlson, G.C., Parker, R.C., Grado, S.C., Gerard, P.D. 2003. Characterizing vertical forest structure using small-footprint airborne LiDAR. *Remote Sens. Environ.*, 87(2), 171-182.

Evolución espacio-temporal del NDVI en relación a la meteorología: aplicación a las dehesas españolas

Cifuentes Barroso, A., Cicuéndez López-Ocaña, V., Recuero Pavón, L., Palacios Orueta, A.,
López Leiva, C., Merino de Miguel, S.

ETSI de Montes, Forestal y del Medio Natural (UPM), Ciudad Universitaria s/n Madrid 28040 España.
ana.cbarroso@alumnos.upm.es, victorcicuendezlopocana@gmail.com, laura.recuero@upm.es, alicia.palacios@upm.es,
cesar.lopez@upm.es, silvia.merino@upm.es

Resumen: La dehesa española tiene gran importancia por su extensión superficial, y valor ecológico, social y económico. Sin embargo, su baja rentabilidad, asociada a la degradación ambiental que sufre, está generando gran preocupación entre propietarios y gestores. Se precisan herramientas que permitan caracterizar dicho ecosistema y su comportamiento, con el objetivo de mejorar su estabilidad y aumentar su producción. La teledetección es una técnica muy utilizada en el seguimiento ambiental, estando especialmente indicada para el medio y largo plazo. El objetivo del presente trabajo es el estudio de la respuesta del índice de verdor NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) de las dehesas españolas durante el periodo de estudio 2000 - 2014, y su relación con las variables climáticas. Para ello, se analizan 14 años de series temporales de NDVI derivadas del sensor MODIS (*MODerate Resolution Imaging Spectroradiometer*) con una resolución temporal de 8 días. En paralelo, se han analizado las variables meteorológicas de la zona de estudio, en concreto temperatura y precipitación, a partir de las que se derivaron mapas de duración, intensidad, inicio y fin de la sequía. Los resultados muestran que existen claras diferencias en la respuesta del NDVI en función de la especie forestal dominante y la intensidad de la sequía soportada.

Palabras clave: series de tiempo, índices espectrales, MODIS.

Spatial-temporal evolution of the NDVI in relation to the meteorology: application to Spanish Dehesas

Abstract: *The Spanish Dehesa has great importance for its superficial, ecological, social and economic value. However, its low profitability associated with the environmental degradation it suffers, are generating great concern among owners and managers. Tools are needed to characterize this ecosystem and its behavior, with the aim of improving its stability and increasing its production. Remote sensing is a technique widely used in the monitoring of the environment, being especially indicated for the medium and long term. The objective of the present work is the study of the response of the NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) of the Spanish Dehesas during the study period 2000 - 2014, and its relation with the meteorological variables. For this purpose, we analyze 14 years of NDVI series derived from MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) sensor with a temporal resolution of 8 days. In parallel, we analyzed the meteorological variables of the study area, specifically temperature and precipitation, from which we derived maps of duration and intensity of drought. The results show that there are clear differences in the NDVI response depending on the dominant forest species and the intensity of the drought.*

Keywords: *time series, spectral indices, MODIS.*

1. INTRODUCCIÓN

La dehesa tiene una gran importancia por su valor superficial, ecológico, social y económico. Sin embargo, la crisis que viene atravesando, como consecuencia de su baja rentabilidad económica, comercial y la degradación ambiental asociada, ha generado una creciente preocupación entre los gestores forestales y ganaderos (Campos *et al.*, 2010). La dehesa ha sido estudiada durante varias décadas y todavía existen interrogantes sobre su origen y los procesos ecológicos que la integran (Gea *et al.*, 2007). Por ello, cobra gran relevancia su estudio y la necesidad de caracterizar dicho ecosistema y su comportamiento, para mejorar la estabilidad y aumentar la producción.

La teledetección es una técnica ampliamente utilizada para el seguimiento ambiental. Prueba de ello es la

gran cantidad de trabajos que se han realizado en los últimos años (De Keersmaecker *et al.*, 2014). El estudio de la superficie terrestre a través de imágenes aporta información sintética, sistemática y espacialmente explícita que, de otro modo, no sería posible obtener. De especial relevancia dentro del campo de la teledetección, es el análisis de series temporales que nos permite recopilar información para evaluar, a escala regional y global, algunos de los fenómenos biológicos que se presentan periódicamente acoplados a ritmos estacionales, y que tienen relación con el clima y con el curso anual del tiempo atmosférico en un determinado lugar. Estos fenómenos biológicos, comúnmente conocidos como fenología, se pueden analizar mediante índices espectrales, como el NDVI, que evalúa el verdor de la vegetación.

El objetivo del presente trabajo es el estudio de la respuesta del índice NDVI de las dehesas españolas durante el periodo de estudio 2000-2014, y su relación con las variables meteorológicas.

2. MATERIAL

2.1. Área de estudio

La zona de estudio comprende el ecosistema dehesa, que se localiza en el oeste y suroeste de la Península Ibérica (PI), y ocupa una superficie aproximada de 3 Mha (Díaz *et al.*, 2003). Para la delimitación del área de estudio y la determinación de las diferentes especies forestales dominantes en las dehesas de España peninsular y Baleares se ha empleado el Mapa Forestal de España a escala 1:50.000 (MFE50), seleccionando las teselas categorizadas como *bosque adehesado*, que se corresponde con formación arbolada abierta con uso agrosilvopastoral.

2.2. Datos del sensor MODIS

Las imágenes utilizadas en este estudio proceden del sensor MODIS, las cuales se han seleccionado por poseer un adecuado compromiso entre resolución espacial y temporal. En particular, se ha utilizado el producto MOD09Q1, que es un compuesto temporal de 8 días de reflectancia de superficie con dos bandas, en el rojo (R: 620-670 nm) e infrarrojo cercano (IRC: 841-876 nm), a 250 m de resolución espacial. Los compuestos temporales contienen la mejor información captada dentro del periodo. Al tratarse de compuestos de 8 días, hay disponibles 46 imágenes por año. Dado que el periodo de estudio se extendía del 1 de septiembre de 2000 al 31 de agosto de 2014 (14 años 'hidrológicos', es decir, de septiembre a agosto), eran necesarias un total de 644 imágenes. Por otra parte, para cubrir el área de estudio se precisaban 4 imágenes por fecha, por lo que finalmente se descargaron 2576 imágenes.

2.3. Datos meteorológicos

Para evaluar la relación existente entre la respuesta de la vegetación, medida a través del NDVI, y la meteorología fue necesario el análisis de las variables precipitación y temperatura. Para ello se utilizó el Atlas Climático Ibérico, realizado por la AEMET en formato digital, a partir de datos del periodo 1971-2000. En particular, se utilizaron capas de valores medios de precipitación y temperatura mensuales en formato ráster, de 1 km de resolución espacial, de la PI y Baleares.

3. MÉTODOS

3.1. Pre-procesado de datos MODIS

El pre-procesado incluyó las siguientes fases: (i) mosaicado de 4 imágenes por fecha para cubrir el área de estudio, (ii) extracción de las bandas R, IRC y calidad para la posterior construcción de las series de tiempo, y (iii) transformación al sistema de coordenadas destino (WGS84-UTM-h30). El pre-procesado se realizó mediante las herramientas MODIS *Reprojection*

Tool-MRT y MODIS *Land Data Operational Products Evaluation-LDOPE* facilitadas por el MODIS Land Quality Assessment Group (Roy *et al.*, 2002).

3.2. Procesado de datos MODIS

Una vez pre-procesadas las imágenes MODIS, se procedió a la construcción de las series temporales de las bandas R e IRC, lo cual se consigue guardando en un solo fichero las imágenes correspondientes por orden cronológico. Las nuevas imágenes multi-temporales de las bandas R e IRC sirvieron para la construcción de la serie temporal del índice NDVI ($NDVI = (\rho_{IRC} - \rho_R) / (\rho_{IRC} + \rho_R)$), siendo ρ la reflectancia de superficie).

Una vez obtenida la serie temporal de 14 años de NDVI, se procedió a la detección de valores atípicos utilizando los datos de calidad. Estos valores pueden ser debidos a fallos en el propio sensor o a la existencia de nubes o aerosoles en la zona de estudio. Se identificaron como valores atípicos aquellos que se salieron fuera del rango de la media más menos dos veces la desviación típica dentro de una ventana de cinco observaciones. Los valores eliminados de acuerdo a este criterio, fueron sustituidos por la media entre los valores temporalmente anterior y posterior.

Una vez filtrada la serie temporal del NDVI, se procedió al cálculo del año 'hidrológico' medio, el cual se considera más fiable para estimar el comportamiento vegetativo. El valor medio se calculó fecha a fecha, resultando una imagen de 46 bandas por píxel. Calculado el año medio se procedió a suavizarlo mediante el filtro Savitzky-Golay. El procesado de las imágenes MODIS se ha realizado con ENVI 4.7 (*ENvironment for Visualizing Images*) e IDL (*Interactive Data Language*).

3.3. Procesado de datos meteorológicos

Aplicando la hipótesis de Gaussien y con la ayuda del climodiagrama, se procesaron las capas de valores medios de precipitación y temperatura mensuales del Atlas Climático Ibérico de la AEMET. De esta forma se obtuvieron cuatro nuevas capas que representan cuatro indicadores climáticos relacionados con la sequía: duración, intensidad (aridez · número de meses secos), inicio y fin. El procesado de las capas de la AEMET se llevó a cabo utilizando ENVI 4.7.

3.4. Análisis fenológico

El análisis fenológico de los distintos tipos de dehesas se llevó a cabo con base en el estudio comparado de la respuesta de la vegetación, medida a través del NDVI, y la meteorología, sintetizada a través de los indicadores de sequía (duración, intensidad, inicio y fin). Los valores de NDVI fueron tratados en función de la especie arbórea dominante, y sirvieron fundamentalmente para detectar el inicio y fin del periodo de mayor actividad fisiológica (excluyendo la inhibición estival) en relación a los cambios de inflexión, los cuales se corresponden con los valores máximo y mínimo de la curva de diferencias entre valores consecutivos de NDVI, tal y como refleja la Figura 1.

Estimados de manera cuantitativa el inicio y fin del periodo de mayor actividad vegetativa (derivado del NDVI), y el inicio y fin del periodo de sequía (derivado de los datos meteorológicos), se realizó el estudio comparativo de ambos con el objetivo último de determinar el comportamiento general de cada tipo de dehesa en función de la especie arbórea dominante. Un estudio más en profundidad de dicho comportamiento requirió un análisis en función de la intensidad de sequía, y de las regiones de procedencia (Alía et al., 2009).

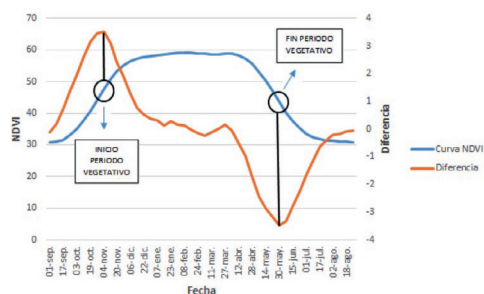


Figura 1. Cálculo de los puntos de inflexión de la curva de NDVI para estimación del inicio y fin del periodo de mayor actividad vegetativa.

La intensidad de la sequía permitió la estratificación de cada tipo de dehesa (definida en función de la especie arbórea dominante) en dos (intensidad baja y alta) o tres clases (intensidad baja, media y alta) según los casos. De este modo se divide cada tipo de dehesa en función de las condiciones de sequía que son más idóneas para su asentamiento, habiendo siempre una parte de la población que destaca sobre el resto por su mayor adecuación al medio.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Del análisis del MFE50 se deduce que la especie arbórea más abundante de las dehesas es *Quercus ilex* con 1.419.829,34 ha. Le siguen *Q. suber* y *Q. pyrenaica*, y en menor medida se encuentra *Q. faginea* y *Olea europea* (olivares de cultivo con colonización de matorral esclerófilo mediterráneo, en los que se conserva la dispersión del arbolado, similar a la adeshada; excepcionalmente, acebuchares). Por último, aparece *Fraxinus angustifolia* en más reducida superficie y *Q. canariensis*, cuyas manifestaciones son apenas cartografiadas a escalas convencionales.

4.1. Caracterización con base en el NDVI

La Figura 2 muestra las curvas medias de NDVI en función del tipo de dehesa, definido éste con base en la especie arbórea dominante tal y como refleja la leyenda. El análisis de las diferentes gráficas permite determinar, de manera cuantitativa, el inicio de la actividad vegetativa tras el parón estival (al principio del otoño) y el final de ese periodo de actividad (al final de la primavera). Durante este lapso invernal puede haber episodios que inhiban o paralicen la actividad (heladas), a pesar de

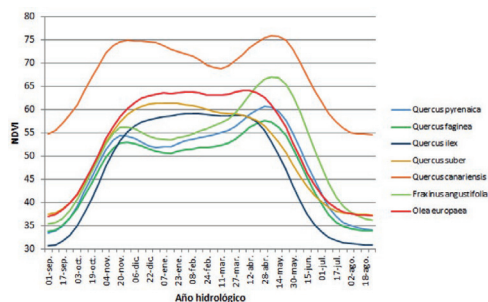


Figura 2. Curvas NDVI de las dehesas en función de la especie arbórea predominante.

lo cual el NDVI se mantiene elevado. En cambio, la disminución brusca que sufre el NDVI en verano se debe a la sequía meteorológica y a la fenología del pasto.

Del análisis de la Figura 2, se deduce que especies esclerófilas como *Q. ilex* y *O. europea* empiezan su periodo de mayor actividad post-estival más tarde que el resto y así mismo finalizan antes, como corresponde a su distribución en zonas con amplitud mayor de periodo seco. En cambio, para especies submediterráneas como *Q. pyrenaica* y *F. angustifolia* se da el fenómeno inverso (adelanto del inicio y retraso del final) en consonancia a su afinidad ecológica por climas más frescos y húmedos y sequías fisiológicas más cortas y menos intensas.

La dehesa de *Q. ilex* es el tipo más abundante y representativo. Su curva de NDVI, tal y como muestra la Figura 2, no presenta dos picos sino que se mantiene uniforme durante el periodo de mayor actividad fisiológica, es decir, sin decaer durante la estación fría. Este diferente comportamiento se puede deber a que las hojas son persistentes. La caída del NDVI en verano, más acusada que en otros tipos de dehesa, viene marcada por el mayoritario subpiso de pasto herbáceo que acusa el periodo seco estival.

4.2. Caracterización del tipo de dehesa y su relación con la sequía meteorológica

Los indicadores climáticos relacionados con la sequía: duración, intensidad, inicio y fin, obtenidos en fases anteriores se utilizaron para la caracterización climática cuantitativa de los distintos tipos de dehesas. En el ámbito de especies más xerófilas como *O. europea*, *Q. ilex*, *Q. suber* o *Q. canariensis* el comienzo de la sequía se adelanta y el fin de sequía se retrasa, siendo las que mayor duración de sequía soportan, aproximadamente 4 meses. Por el contrario, para los dominios climáticos de presencia de especies como *F. angustifolia*, *Q. pyrenaica* o *Q. faginea*, el comienzo de sequía se retrasa y el fin de sequía se adelanta, siendo la duración de entre 2 y 3 meses. *O. europea* soporta las mayores intensidades de sequía, seguido de *Q. suber*, *Q. ilex* y, en menor medida, *Q. canariensis*. Por otra parte, *Q. pyrenaica* y *Q. faginea* soportan menores intensidades por su mayor carácter higrófilo, *F. angustifolia*, freatófilo. Tal y como se ha

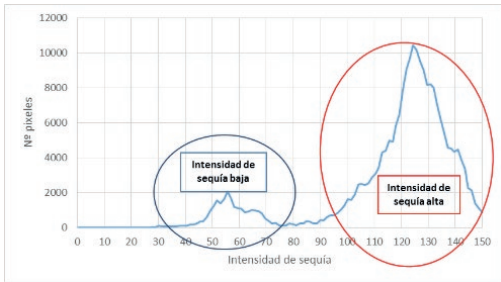


Figura 3. Estratificación de las dehesas de *Q. ilex* en función de la intensidad de sequía.

comentado anteriormente, la intensidad de la sequía se utilizó, no solo para caracterizar las distintas poblaciones de dehesa, sino para estratificar el territorio. La Figura 3 muestra el caso del *Q. ilex*, cuyos resultados aparecen cartografiados en la Figura 5.

4.3. Análisis fenológico basado en el NDVI y la sequía meteorológica

Como ya se ha visto en las curvas de NDVI de las diferentes dehesas según las especies (Figura 2), no siempre existe un parón vegetativo en invierno. En cambio, la bajada de NDVI en la estación de verano se produce en todas las especies. Por tanto, el estudio comparativo del comportamiento vegetativo y la sequía estival resulta muy eficaz para evaluar la fenología. Los resultados muestran que las especies más xerófilas, como *O. europaea* y *Q. ilex*, tienen un inicio del período de mayor actividad fisiológica tras la sequía de verano y un final de sequía más tardío. Como ya se ha indicado, para *Q. pyrenaica* y *F. angustifolia*, el final de sequía y el inicio del periodo de mayor actividad fisiológica se adelantan.

Al analizar el fin de la estación vegetativa con el inicio de la sequía se observa que en especies como *Q. ilex* y *Q. suber*, más xerófilas, el inicio de la sequía y el fin de la estación vegetativa se adelantan.

4.4. Análisis del comportamiento vegetativo en base a la intensidad de sequía.

Se ha llevado a cabo el análisis de la respuesta del NDVI en función de las intensidades de sequía que soportan cada tipo de dehesa. A continuación se muestran los resultados (Figura 4) únicamente para la especie más representativa (*Q. ilex*).

Como puede observarse, la intensidad baja presenta un doble ciclo con un pico en otoño y otro en primavera que también supone el máximo de la curva (20 abril). Los valores de NDVI son superiores a los correspondientes a la intensidad alta todo el año, a excepción de la estación de invierno donde la curva de NDVI de intensidad alta le supera en vigor vegetativo. Aunque el *Q. ilex* es una especie que soporta condiciones climáticas muy extremas, unas temperaturas más cálidas con precipitaciones más abundantes en invierno siempre mejorará su capacidad vegetativa. Aparece en la misma zona que la intensidad

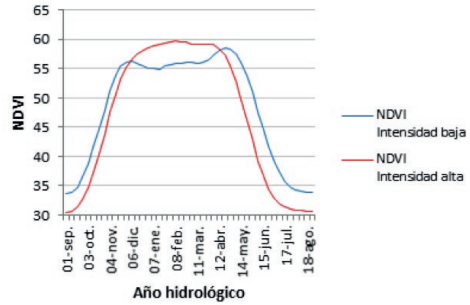


Figura 4. Curvas de NDVI de las dehesas de *Q. ilex* según la intensidad de sequía.

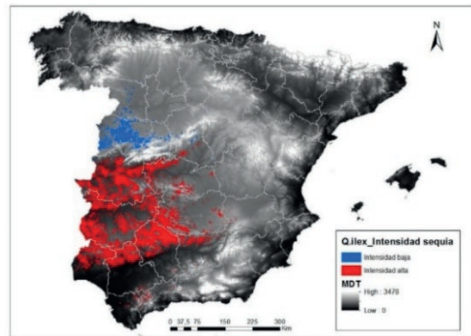


Figura 5. Distribución geográfica de las dehesas de *Q. ilex* según su intensidad de sequía.

baja de *Q. faginea* y la intensidad media de *Q. pyrenaica*. Es decir, las tres especies conviven en el mismo territorio compartiendo, en líneas generales, área de distribución. La superficie ocupada por *Q. ilex* con intensidad alta de sequía es la más extensa (Figura 5), por lo que se puede decir que se trata de la región de procedencia más representativa de este tipo de dehesa, que se corresponde, en su mayoría, con la región Extremeña y zonas adyacentes. La curva de NDVI ya no presenta un doble ciclo si no que se muestra estable durante el invierno.

5. CONCLUSIONES

El índice de vegetación NDVI, obtenido a partir del sensor MODIS, explica de manera adecuada la dinámica intra-anual de las dehesas mediterráneas. Las curvas de esta variable nos han permitido extraer información del comportamiento vegetativo de los distintos tipos de dehesas de manera general y en función de la intensidad de la sequía que soportan. Las diferentes variables meteorológicas y sus indicadores (duración, intensidad, inicio y fin de sequía) han permitido deducir que los diferentes tipos de dehesas responden de distinta manera a los agentes externos. Existen especies más tolerantes a condiciones extremas que colonizan mayores territorios, como es el caso de *Q. ilex*, mientras que otras, como *Olea europaea*, son más termófilas dentro de la

esclerofilia. Existe una clara relación fenológica entre el comportamiento vegetativo de las dehesas españolas y las variables meteorológicas. Se aprecia que en las dehesas de especies más xerófilas el periodo vegetativo se reduce al incrementarse la duración de la sequía. En cambio, en las de especies más higrófilas aumenta el periodo vegetativo al disminuir los meses de sequía.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Alía, R. et al. 2009. *Regiones de procedencia de especies forestales en España*. OA PPNN.
- Campos, P. et al. 2010. *Libro Verde de la Dehesa*.
- Díaz, M. et al. 2003. Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica y económica de los sistemas adehesados. *Ecosistemas*, 2003(3), 1-10.
- De Keersmaecker, W. et al. 2014. How to measure ecosystem stability? An evaluation of the reliability of stability metrics based on remote sensing time series across the major global ecosystems. *Global Change Biology*, 20(7), 2149-2161. doi: 10.1111/gcb.12495.
- Gea Izquierdo, G. et al. 2007. Es constante el patrón espacial y temporal de la interacción árbol-pasto en dehesas. *CIFOR-INIA*, 22, 45-50.
- Roy, D. et al. 2002. The MODIS Land Product Quality Assessment Approach. *Remote Sensing of Environment* 83, 62-76.

Dinámica forestal de *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Willd. en el bosque de Hoyocasero (Ávila) mediante serie temporal Landsat (1984-2016) y métodos geoestadísticos

Aulló-Maestro, I.⁽¹⁾, Gómez, C.⁽¹⁾, Cuevas, R.⁽²⁾, Rubio, A.⁽²⁾, Montes, F.⁽¹⁾

⁽¹⁾ INIA, Centro de Investigación Forestal, Ctra. La Coruña km 7,5, 28040 Madrid, España.

⁽²⁾ Departamento de Sistemas y Recursos Naturales. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Forestal y del Medio Natural. UPM. Ciudad Universitaria S/N 28040 Madrid, España.

Resumen: Se ha estudiado la dinámica del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y del rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) en el pinar de Hoyocasero en la Sierra de Gredos. El objetivo es evaluar la dinámica forestal integrando datos de muestreo de ForeStereo e imágenes Landsat. Se realizaron dos inventarios de campo (2006 y 2017) con ForeStereo de los que se obtuvieron el área basimétrica a nivel de especie y el índice de reemplazo. Las variables de teledetección ensayadas son las series temporales de los índices de vegetación TCW, TCA, NDMI y NDVI derivadas de doce imágenes Landsat (1984-2016) previa corrección geométrica y normalización radiométrica. Las variables de ForeStereo y los índices de vegetación se integraron mediante un modelo espacio-temporal de CoKrigado Universal. Los resultados confirman el avance del rebollar frente al pinar. El análisis combinado de datos de campo y de observación remota ha demostrado gran potencial para evaluar hipótesis de dinámica de especies.

Palabras clave: dinámica de especies, ForeStereo, TCW, análisis geoestadístico multivariante.

Pinus sylvestris L. and *Quercus pyrenaica* Willd. dynamics assessed by 32 years of Landsat time series (1984-2016) and geostatistics in Hoyocasero (Ávila)

Abstract: we have studied the dynamics of *Pinus sylvestris* L. and *Quercus pyrenaica* Willd. in a pine forest in Sierra de Gredos. Our aim is to evaluate the forest dynamics combining ForeStereo data and Landsat imagery. Two field inventories were carried out (2006 and 2017) with ForeStereo, obtaining basal area of both species and the replacement index. The remote sensing variables tested were the time series of TCW, TCA, NDMI and NDVI vegetation indices, derived from twelve Landsat images (1984-2016) after geometric correction and radiometric normalization. ForeStereo and remote sensing variables were integrated by a Universal Co-Kriging spatio-temporal model. The results confirm the progression of *Q. pyrenaica* against *P. sylvestris*. A combined analysis of field and remote sensing data has demonstrated great capacity for the evaluation of species dynamics hypothesis.

Keywords: species dynamics, ForeStereo, TCW, multivariate geostatistical model.

1. INTRODUCCIÓN

Conocer los efectos del cambio climático y la actividad antrópica en la estructura y dinámica de los bosques es imprescindible para la gestión forestal. El inventario forestal repetido en el tiempo es la herramienta más efectiva para el estudio de la dinámica de especies, permitiendo caracterizar la estructura forestal y cuantificar la presencia y proporción de cada especie.

La tecnología ForeStereo, basada en estereoscopia con imágenes hemisféricas, permite reducir el coste del inventario y caracterizar con precisión la estructura forestal (Sánchez-González *et al.*, 2016). Sin embargo, como todas las técnicas de toma de datos de campo, la disponibilidad de recursos limita su alcance en espacio y tiempo.

Por otro lado la teledetección proporciona observaciones sobre amplias superficies de forma espacialmente explícita con varias resoluciones espacial, espectral y temporal, facilitando la inferencia de información sobre la estructura (Gómez *et al.*, 2012) y diversidad

(White *et al.*, 2010) forestal. Por disponibilidad y características técnicas el programa Landsat es la mejor fuente de datos para estudios históricos (Wulder *et al.*, 2012), ofreciendo 45 años de observaciones de forma consistente. La apertura de los archivos de datos del United States Geological Survey (USGS) y la Agencia Espacial Europea (ESA) ha desencadenado el desarrollo de técnicas de análisis con series temporales aplicadas al estudio de variables forestales (Banskota *et al.*, 2014).

Los modelos geoestadísticos espacio-temporales multivariantes permiten analizar los factores determinantes en la dinámica de especies mediante la función de tendencia (Moreno-Fernández *et al.*, 2016), así como la correlación espacial entre variables obtenidas a diferentes escalas espacio-temporales (a partir de muestreos sobre el terreno o teledetección). También facilita la extrapolación del análisis de los datos de inventario con ForeStereo a través de la serie temporal de datos Landsat, aprovechando su mayor resolución y rango temporal.

El Pinar de Hoyocasero, localizado en la Sierra de Gredos, es un bosque de alto valor ecológico por su carácter relicto y por la presencia de especies endémicas asociadas al pinar tales como *Pulsatilla alpina* subsp. *apiifolia* (Scop.) Nyman y *Convallaria majalis* L. (Vilá-Cabrera et al., 2013; Andrade y González-Jonte, 2007). La presión antropogénica, los incendios forestales y la deforestación por pastoreo han modificado desde hace siglos la estructura y dinámica de los montes del Sistema Central. En el caso del Pinar de Hoyocasero esto ha favorecido la expansión de especies como *Festuca elegans* y *Quercus pyrenaica*, especies más adaptadas a las perturbaciones (Gea-Izquierdo et al., 2015) lo que unido a la falta de regeneración de *Pinus sylvestris* L. compromete la persistencia del pinar. En este trabajo se analiza la dinámica de especies en el Pinar de Hoyocasero durante las últimas décadas integrando para ello dos inventarios realizados con ForeStereo (2006 y 2017) con la serie temporal de datos Landsat (1984-2016).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Sitio de estudio

El bosque denominado “Pinar de Hoyocasero” representa el emplazamiento más occidental del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) dentro del Sistema Central español (Figura 1). Ocupa 367 ha de masas dominadas por *Q. pyrenaica* (191 ha) o *P. sylvestris* (176 ha). El rango altitudinal es de 1190 a 1430 m (Rubio et al., 2011).

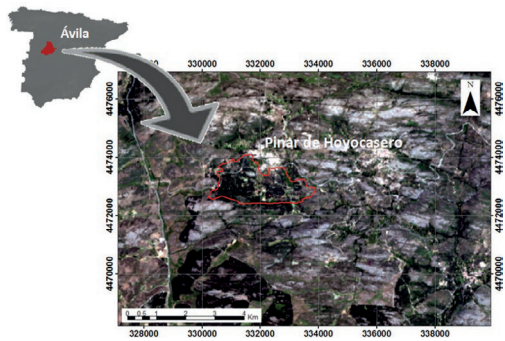


Figura 1. Localización del monte Pinar de Hoyocasero. Visualización (RGB: 5, 4, 3) de imagen Landsat (path/row 202/032) obtenida el 22/07/2016.

2.2. Inventario con ForeStereo

Los inventarios, realizados en 2006 y 2017, constan de 60 parcelas localizadas en los vértices de una malla de 100x100 m. En cada parcela se tomaron 3 pares de imágenes estereoscópicas hemisféricas con ForeStereo con diferentes tiempos de exposición. Las variables dendrométricas y de estructura de la masa forestal se estiman a partir de las imágenes estereoscópicas hemisféricas utilizando los métodos descritos en Sánchez-González et al. (2016) y Montes et al. (en revisión) para

la segmentación y correspondencia estereoscópica de las imágenes y para la estimación del diámetro y posición de los árboles y, para cada parcela y especie, del área basimétrica y del diámetro medio (Figura 2). Esta metodología ha sido desarrollada en el INIA-CIFOR e implementada en una aplicación en MatLab®.

Las variables que se han manejado en el presente estudio son: área basimétrica de pino silvestre (AB_{21}) e índice de reemplazo (RE) (Ledo et al., 2009). El RE se basa en la distribución de diferencias diamétricas de dos especies e indica el grado de sustitución de una por otra, asumiendo una relación directa entre tamaño y edad. Valores mayores de RE indican algún cambio de especies en el estrato dominante respecto al dominado.

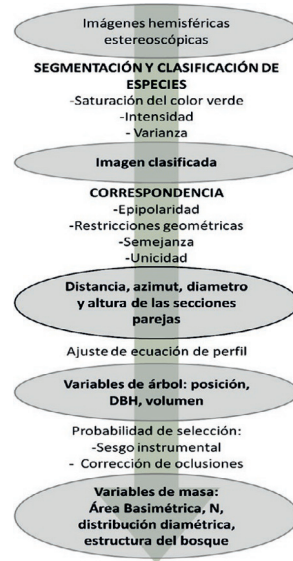


Figura 2. Esquema representando las etapas de procesamiento de imágenes obtenidas con ForeStereo.

2.3. Imágenes Landsat y obtención de índices de vegetación

Se seleccionaron 12 imágenes Landsat, path/row 202/032, (TM, ETM+ y OLI) distribuidas uniformemente en el periodo de estudio (1984-2016). Las imágenes, obtenidas durante los meses de verano (junio-agosto) y sin nubes sobre la zona de estudio, están disponibles en los archivos de USGS o ESA. Tras la corrección geométrica, las imágenes con valores de reflectancia del USGS y con niveles digitales de la ESA se normalizaron temporalmente mediante *Iteratively Reweighted Multivariate Alteration Detection* (IR MAD) (Canty y Nielsen, 2008) tomando como referencia la imagen de 2007. A partir de la serie de imágenes Landsat se derivaron las series temporales de los índices *Tasseled Cap Wetness*—TCW, *Normalized Difference Vegetation Index*—NDVI, *Tasseled Cap Angle*—TCA (Powell et al., 2010) y *Normalized Difference Moisture Index*—NDMI,

aunque finalmente se utilizó TCW en la modelización por sus mejores resultados en las fases iniciales de análisis.

2.4. Análisis geoestadístico multivariante

Para modelizar la dinámica reciente de pino silvestre y de rebollo a partir de los datos del inventario forestal con ForeStereo y la serie temporal TCW se ha empleado un modelo de CoKrigado Universal espacio-temporal. El CoKrigado Universal permite incorporar la correlación espacial entre las covariables, así como variables derivadas del modelo digital del terreno (MDT) que modelan la dinámica de especies mediante la función de distribución de la media:

$$Z_i(s_0, t_0) = \sum_{k=0}^p \beta_k f_{ik}(s_0, t_0) + \delta_i(s_0, t_0) \quad (1)$$

El valor de la covariable Z_i en el punto s_0 y el momento t_0 es la suma de $\sum \beta_k f_{ik}(s_0, t_0)$, función lineal de las variables auxiliares ($k=1 \dots P$), más un residuo $\delta_i(s_0, t_0)$ que presenta correlación espacio-temporal (1).

La predicción del valor de la covariable Z_i es una combinación lineal de los valores medidos de las diferentes covariables en los n puntos de muestreo s_j, t_j :

$$p(Z_i, s_0, t_0) = \sum \sum \lambda_{ikj} Z_k(s_j, t_j) \quad (2)$$

de forma que los coeficientes λ dependen de los variogramas que representan la correlación espacio-temporal de cada covariable y los variogramas cruzados entre cada par de covariables (2). El modelo propuesto incluye el índice de cambio de especies (RE), el área basimétrica de *Pinus sylvestris* (AB_{21}) y los valores de TCW como covariables, y la altitud y la 2ª derivada del MDT (que proporciona información sobre la fisiografía cóncava o convexa) como variables auxiliares. El ajuste de los parámetros del variograma y la función de la media espacio-temporal se ha realizado modelizando la anisotropía zonal en el espacio y el tiempo de los variogramas y variogramas cruzados mediante el *product-sum* model propuesto por Delaco *et al.* (2002). Para llevar a cabo el ajuste se ha utilizado el método IRWLS, basado en el ajuste iterativo de los coeficientes de la función media, los

residuos del modelo y, a partir de los residuos, mediante el método de suma de cuadrados ponderados -WSS- el variograma, que se utiliza para el cálculo de la matriz de varianzas-covarianzas de la siguiente iteración (Goulard y Voltz 1992). Se calcularon las correlaciones estructurales relativas correspondientes a las diferentes escalas de variación entre variables así como los p-values de los coeficientes de la función de la media (Moreno-Fernández *et al.*, 2016).

3. RESULTADOS

3.1. Índice de reemplazo (RE)

El índice de reemplazo RE crece inicialmente de forma suave hasta alcanzar un máximo en 2007. A partir de entonces su tendencia es decreciente y más acusada (Figura 3). Se observa una correlación positiva significativa de la convexidad del terreno con el índice de cambio, indicando que la expansión del rebollo es mayor en las zonas más expuestas (Tabla 1).

Tabla 1. Coeficientes β y p-valores de las variables auxiliares, correspondientes a cada covariable, en el CoKriging.

	Altitud		Convexidad	
	β	p-valor	β	p-valor
RE	-0.1384	0.0854	0.2635	0.0046
AB_{21}	-0.2269	0.0453	-0.0494	0.3515
TCW	-0.3969	0.0032	0.0360	0.3975

3.2. Área basimétrica de *Pinus sylvestris* (AB_{21})

El área basimétrica AB_{21} sigue la misma tendencia que el RE, aunque menos acusada: crecimiento suave durante el primer periodo (1984-2007) seguido de un descenso en el segundo periodo (2007-2016).

Existe una relación inversa (correlación estructural relativa = -0,29) entre el AB_{21} y el RE: en aquellas zonas en las que el AB_{21} disminuye los valores de RE son más altos, es decir, se produce un mayor reemplazo.

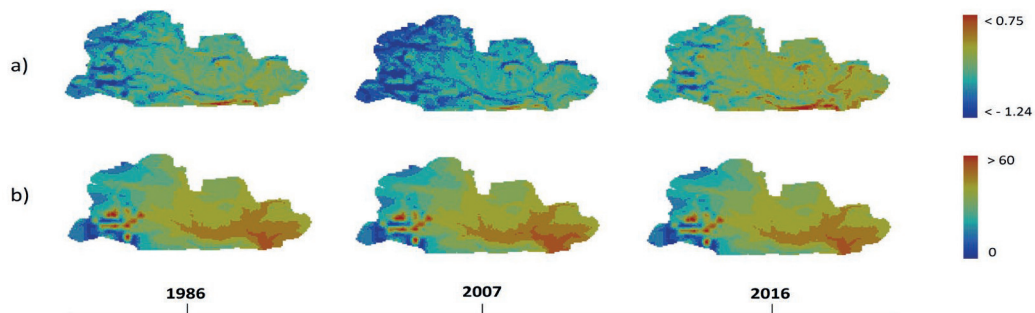


Figura 3. Mapa de predicción en los años 1986, 2007 y 2016 de: a) índice de reemplazo (RE) y b) área basimétrica del *Pinus sylvestris* (AB_{21}).

4. DISCUSIÓN

Las técnicas geoestadísticas multivariantes permiten integrar datos obtenidos a varias escalas espacio-temporales para evaluar cambios en la dinámica y estructura forestal. En este trabajo se han utilizado los datos obtenidos en dos inventarios de campo llevados a cabo con ForeStereo (2006 y 2017) para evaluar la dinámica de especies. La serie de datos Landsat, geométrica y radiométricamente normalizada permite extender de forma retrospectiva este análisis más allá de las fechas de inventario, caracterizando la dinámica de especies para el periodo 1984-2016.

En nuestro análisis, la serie temporal de TCW, un índice indicador de la humedad de la vegetación en masas de coníferas (Jin y Sader 2005), aporta más información sobre la dinámica de especies del Pinar de Hoyocasero que otros índices espectrales relacionados con la densidad (TCA) o el vigor (NDVI) de la vegetación. En combinación con datos de área basimétrica e índice de reemplazo derivados de medidas de campo, la serie TCW 1984-2016 permitió inferir una dinámica acorde con observaciones previas basadas en técnicas dendrométricas (Gea-Izquierdo et al., 2015).

Nuestros resultados muestran una notable expansión del rebollo desde 2007 en el Pinar de Hoyocasero. La progresiva disminución de densidad de pino puede estar favoreciendo la aparición del rebollo como sotobosque. La mortalidad debida a las edades elevadas del pino silvestre (Gea-Izquierdo et al., 2015) podría en el futuro comprometer la persistencia del pinar, que quedaría relegado a las zonas más frescas y húmedas. La sustitución de pinar por rebollar podría suponer la desaparición de algunas especies endémicas asociadas a él (Rubio et al., 2011).

5. CONCLUSIONES

La combinación mediante técnicas geoestadísticas de datos Landsat históricos y actuales con datos de campo obtenidos mediante ForeStereo, permite inferir información de forma retrospectiva de la dinámica de especies reciente en masas forestales.

Se está produciendo una expansión del rebollo reemplazando gradualmente la masa de pino silvestre que compromete el futuro del Pinar de Hoyocasero y la biodiversidad asociada a él.

6. BIBLIOGRAFÍA

Andrade A., González-Jonte R.H. 2007. El pinar de Hoyocasero (Ávila): ¿antigua repoblación o pinar natural conservado? *An. Biol.*, 29, 33-51

Banskota A., Kayastha N., Falkowski M.J., Wulder M.A., Froese R.E., White J.C. 2014. Forest monitoring using Landsat time series data: a review. *Can. J. Remote Sens.*, 40, 362-384.

Canty M., Nielsen A. 2008. Automatic radiometric normalization of multitemporal satellite imagery with the iteratively re-weighted MAD transformation. *Rem. Sens. Env.*, 112, 1025-1036.

Delaco S., Myers D.E., Posa D. 2002. Space-time variograms and a functional form for total air pollution measurements. *Comput. Stat. Data An.*, 41, 311-328.

Gea-Izquierdo G., Montes F., Gavilán G., Cañellas I., Rubio A. 2015. *Eur. J. For. Res.*, 134(3), 525-536. DOI: 10.1007/s10342-015-0869-z

Gómez C., Wulder J.A., Montes F., Delgado J.A. 2012. Modeling Forest Structural Parameters in the Mediterranean Pines of Central Spain using QuickBird-2 Imagery and Classification and Regression Tree Analysis (CART). *Remote Sens.*, 4(1), 135-159.

Goulard M., Voltz M. 1992. Linear coregionalization model: tools for estimation and choice of crossvariogram matrix. *Math. Geol.*, 24, 269-286.

Jin S., Sader S.S. 2005. Comparison of time series tasseled cap wetness and the normalized difference moisture index in detecting forest disturbances. *Rem. Sens. Env.* 94, 364-372.

Ledo A., Montes F., Condes S. 2009. Species dynamics in a montane cloud forest: Identifying factors involved in changes in tree diversity and functional characteristics. *For. Ecol. Manage.*, 258S, S75-S84.

Montes F., Rubio-Cuadrado A., Sánchez-González M., Aulló-Maestro I., Cabrera M., Gómez C. (en revisión). Occlusion probability in operational field inventory forest sampling with Proximal Sensing technologies.

Moreno-Fernández D. Hernández L., Sánchez-González M., Cañellas I. Montes F. 2016. Space-time modeling of changes in the abundance and distribution of tree species. *For. Ecol. Manage* 372, 206-216.

Powell S.L., Cohen W.B., Healey S.P., Kennedy R.E., Moisen G.G., Pierce K.B., Ohmann J.L. 2010. Quantification of live aboveground forest biomass dynamics with Landsat time-series and field inventory data: A comparison of empirical modeling approaches. *Rem. Sens. Env.*, 114, 1053-1068.

Rubio A., Gavilán R.G., Montes F., Gutiérrez-Girón A., Díaz-Pines E., Mezquida E.T. 2011. Biodiversity measures applied to stand-level management: Can they really be useful? *Ecol. Indic.*, 11, 545-556.

Sánchez-González M., Cabrera M., Herrera P.J., Vallejo R., Cañellas I., Montes F. 2016. Basal Area and Diameter Distribution Estimation Using Stereoscopic Hemispherical Images. *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, 82, 605-616

Vilá-Cabrera A., Martínez-Vilalta J., Galiano L., Retana J. 2013. Patterns of forest decline and regeneration across scots pine populations. *Ecosystems*, 16, 323-335

White J.C., Gómez C., Wulder M.A., Coops N.C. 2010. Characterizing temperate forest structural and spectral diversity with Hyperion EO-1 data. *Rem. Sens. Env.*, 114(7), 1576-1589.

Wulder M.A., Masek J.G., Cohen W. B., Loveland T.R., Woodcock C.E. 2012. Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. *Rem. Sens. Env.*, 122, 2-10.

Forestmap, inventario forestal online a partir de datos LiDAR en la Región de Murcia

Tomé Morán, J. L.⁽¹⁾, Esteban Cava, J.^(1,2), Martín Alcón, S.⁽¹⁾, Escamochero, I.⁽¹⁾, Fernández-Landa, A.⁽¹⁾

⁽¹⁾ Departamento de Evaluación de los Recursos Forestales, Agresta Sociedad Cooperativa, C/ Duque de Fernán Núñez, 2, 1º, 28012, Madrid, Agresta Sociedad Cooperativa.

{jtome, jesteban, smalcon, iescamochero, afernandez}@agresta.org

⁽²⁾ Departamento de Ingeniería y Morfología del Terreno. ETSI Caminos, Canales y Puertos. Universidad Politécnica de Madrid. Campus Ciudad Universitaria, Calle del Prof. Aranguren, 3, 28040 Madrid.

jesteban@agresta.org

Resumen: Las múltiples aplicaciones de la tecnología LiDAR están motivando que cada vez más países tengan planes nacionales de captura de información LiDAR aerotransportada como por ejemplo: Dinamarca, Finlandia, Polonia, Suiza, Inglaterra, Suecia y España en el marco del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA). La combinación de los datos LiDAR del PNOA y las bases de datos del Inventario Forestal Nacional (IFN) supone una gran oportunidad para reducir drásticamente el coste de inventarios forestales de alta resolución. Incorporar estos resultados en plataformas web permite tener acceso en tiempo real a estos inventarios forestales, mejorando considerablemente las tareas de planificación y gestión forestal. Esta Comunicación aborda el problema de cómo se puede utilizar la información LiDAR del PNOA y las bases de datos de parcelas del cuarto IFN para elaborar inventarios forestales regionales. Para ello, este trabajo utiliza la Región de Murcia como área de estudio. La precisión de los modelos regionales ajustados para las principales variables de inventarios es similar a los de otros trabajos. Los resultados demuestran la importancia de esta metodología para la generación de productos de inventario forestal de bajo coste. En la segunda parte de la comunicación, presentamos forestMap (fMap) una plataforma online que permite a los propietarios y gestores forestales acceder de una manera rápida y eficiente a los datos regionales de inventario forestal, contribuyendo notablemente a la mejora de la gestión sostenible de las masas forestales.

Palabras clave: LiDAR, Inventario Nacional Forestal, Manejo forestal sostenible, plataforma web.

ForestMap, Online forest inventories using Murcia Regional Airborne LiDAR Data

Abstract: Airborne LiDAR information offers multiple applications as an increasing number of countries have national programs to capture LiDAR data, e.g. Denmark, Finland, Poland, Switzerland, England, Sweden or Spain (Spanish National Program of Aerial Orthophotography). The combination of large field plots datasets and national LiDAR information offers an opportunity to drastically reduce the costs of high resolution forest inventories. Furthermore, the integration of these large national datasets into online platform would facilitate real time online access to these forest inventories, considerably improving the tasks of planning and forest management. The communication addresses the question of how National LiDAR information and national field plots datasets can be used in regional LiDAR forest inventories. We present a regional LiDAR plot-level allometry based on Spanish National LiDAR information combined with the Fourth National Forest Inventory plots dataset in Murcia. The accuracy of the regional models for the main forest inventory variables that were obtained are within the ranges found in other works. The results highlight the importance of this approach in the generation of low cost products. In the second part of the communication, we present forestMap (fMap), an online web platform. fMap allows a quick and efficient access to high resolution regional forest inventories for all forest owners and managers, greatly contributing to the improvement of sustainable forest management.

Keywords: LiDAR, National Forest Inventory, sustainable forest management, online web platform.

1. INTRODUCCIÓN

La información disponible para el estudio del medio natural ha sufrido una revolución en los últimos años merced tanto a las mejoras tecnológicas como a la tendencia general de poner en abierto la información pública. En este sentido en Europa ha tenido un impacto determinante la Directiva INSPIRE (2007/2/CE) orientada a poner disponible información geográfica relevante, concertada y de calidad que permita su utilización para el desarrollo de herramientas que contribuyan a los objetivos estratégicos de la Unión Europea.

La información LiDAR (*Light Detection and Ranging*) no es una excepción y cada vez más países europeos están poniendo en abierto sus datos, entre los que destacan: Dinamarca, Finlandia, Suiza, Reino Unido, Suecia, Eslovenia, Letonia, Holanda y España donde se está abordando la segunda cobertura de información LiDAR capturada en el marco del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA).

Por otro lado el Inventario Nacional Forestal Español (IFN), realiza un muestreo periódico de la superficie arbolada nacional poniendo a disposición del público

sus resultados tanto mediante publicaciones como en ficheros descargables de la web institucional.

Combinar estas dos fuentes de datos de libre acceso, LiDAR del PNOA y las bases de datos del IFN, supone una gran oportunidad para poder hacer inventarios a escala provincial o regional reduciendo drásticamente el coste de los inventarios forestales y permitiendo generar cartografía de alta resolución de nuestras masas forestales (Fernandez Landa *et al.*, 2017). En los últimos años los inventarios LiDAR a partir de datos del PNOA han pasado de ser un ensayo científico (González-Ferreiro; 2012) a ser un recurso técnico habitual para afrontar los inventarios forestales a escala monte. Sin embargo, hasta ahora hay pocas experiencias de trabajo a escala regional donde el inventario LiDAR puede mostrar su verdadero potencial. En este contexto, el presente trabajo desarrolla una experiencia de integración de vuelos LiDAR y parcelas del cuarto IFN para generar una cartografía de inventario forestal de alta resolución de las masas arboladas de la Región de Murcia. Con objeto de poner en valor la información generada y facilitar el acceso a los datos de inventario tanto a propietarios privados como a gestores forestales de una manera rápida y eficiente, se ha integrado la información generada en la plataforma web forestMap (fMap).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se han utilizado métodos de masa de inventario forestal con LiDAR. Estos métodos se basan en el ajuste de modelos de regresión que relacionen los estadísticos de la nube de puntos LiDAR, con las principales variables de masa forestal medidas en una muestra de parcelas de campo. La aplicación de los modelos a la información LiDAR procesada en continuo permite obtener cartografía de inventario forestal de alta resolución.

2.1. Datos

Los datos de LiDAR del PNOA corresponden al vuelo del 2009 con una resolución de 0,5 pulsos/m² y una precisión altimétrica media de 20 cm. Los datos fueron suministrados por el Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG) con un primer procesado por parte del Instituto Geográfico Nacional (IGN) que incluye clasificación de retornos, cálculo de sus alturas ortométricas y coloreado RGB de los mismos.

Todo el procesado LiDAR se realiza utilizando desarrollos de software propios de Agresta trabajando sobre la versión 3.6 de la plataforma de FUSION (McGaughey and Carson, 2003). El flujo de trabajo para el tratamiento de los datos LiDAR es el siguiente:

- Generación de los modelos digitales del terreno (MDE) con de 2 metros de paso de malla a partir de los retornos del LiDAR clasificados como suelo con el comando “gridsurfacecreate” de FUSION.
- Normalización de los retornos procedentes de la vegetación utilizando el MDE generado para transformar la elevación de cada uno de los retornos de vegetación en alturas sobre el nivel del mar en altura sobre el terreno.

- Cálculo de 70 estadísticos de los retornos de vegetación de la nube de puntos LiDAR en píxeles de 25 metros de lado con el comando “gridmetrics” de FUSION. Para el cálculo de esta batería de estadísticos se utilizan únicamente los retornos que están por encima de 2 metros de altura sobre el suelo, con objeto de eliminar posibles retornos derivados de afloramientos rocosos y matorral, caracterizando la vegetación arbórea mediante los principales estadísticos de elevaciones y coberturas.

Como datos de campo, se ha utilizado la corona de 25 m de la base de datos de parcelas del IFN4 para la Región de Murcia levantadas en el año 2010, seleccionado las 4 especies principales y filtrando aquellas parcelas en las que existe coherencia entre la altura dominante medida en campo y el percentil 99 de altura LiDAR (Tabla 1). Este filtro permite eliminar posibles errores derivados de la falta de precisión en el posicionamiento de las parcelas de campo, cuyo error medio es de 8,5 metros según la experiencia de Agresta (Fernandez-Landa, 2016). Se han utilizado las ecuaciones de cubicación del IFN para la estimación de las variables de árbol.

Tabla 1. Resumen de la muestra de parcelas de ajuste [N: número de pies (pies/ha); G: área basimétrica (m²/ha); V: volumen con corteza (m³/ha) y IAVC: incremento anual de volumen con corteza (m³/ha año)].

Variable	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Estándar
<i>Pinus nigra</i> Arnold (59 parcelas)				
N	5,00	3282,00	480,18	561,93
G	0,76	47,35	10,62	8,87
V	1,51	204,52	40,62	38,64
IAVC	1,06	127,45	27,06	25,59
<i>Pinus halepensis</i> Mill. (930 parcelas)				
N	5,00	1671,00	329,15	282,14
G	0,43	37,07	8,45	5,85
V	1,00	174,21	33,92	27,46
IAVC	0,68	131,53	24,29	19,78
<i>Pinus pinaster</i> Ait. (67 parcelas)				
N	14,00	1401,00	443,80	362,78
G	0,97	33,44	12,83	8,52
V	2,92	155,81	51,34	37,90
IAVC	1,85	92,64	31,51	22,93
<i>Quercus ilex</i> L. subsp. Ballota (22 parcelas)				
N	32,00	1779,00	942,05	558,48
G	1,19	17,91	10,33	4,88
V	2,43	70,90	36,62	19,64
IAVC	0,05	0,76	0,44	0,21

2.2. Ajuste de modelos de regresión

Se ajustaron modelos no paramétricos mediante la metodología *Random Forest* (Breiman 2001, en adelante RF) para las siguientes variables objetivo: número de pies (N), área basimétrica (G), volumen con corteza (V) e incremento anual de volumen con corteza (IAVC). Se ha trabajado con dos bases de datos, una para las tres especies de pino en la que la propia especie actúa como una variable dependiente más y otra para la encina.

Como variables independientes se seleccionaron 13 estadísticos de los 70 calculados que según la experiencia de los autores entran comúnmente en los modelos de

LiDAR: Media, Desviación estándar, Varianza, Coeficiente de variación, Rango intercuartílico, Kurtosis, Percentil del 1%, Percentil del 5%, Percentil del 25%, Percentil del 50%, Percentil del 75%, Percentil del 95%, Percentil del 99%, Fracción Cubierta, *Canopy relief ratio*.

2.3. Validación

En el caso de la especie más representativa, *Pinus halepensis*, los resultados obtenidos han sido validados por una muestra independiente aleatoria no utilizada para el ajuste del modelo extraída de la propia base de datos de campo del IFN4 en Murcia (Tabla 2). El posicionamiento de los centros de parcela solo se ha corregido para la nuestra de validación, cuya precisión se ha mejorado mediante recolocación manual de las parcelas a partir de la información continua de alturas de vegetación del LiDAR, la ortofotografía aérea del PNOA, la altura total, la especie y localización de cada uno de los pies medidos en la parcela.

Tabla 2. Resumen de la muestra de validación [N (pies/ha); G (m²/ha); V (m³/ha) y IAVC (m³/ha año)].

<i>Pinus halepensis</i> Mill. (103 parcelas)				
Variable	Mínimo	Máximo	Media	Dev. Estándar
N	5,00	1541,00	384,45	335,33
G	0,62	31,06	9,63	7,04
V	1,34	172,95	41,45	35,43
IAVC	0,97	129,48	29,57	25,46

De cara a facilitar el acceso y el análisis de los resultados obtenidos con los usuarios potenciales se han incorporado los algoritmos generados a fMap, un desarrollo informático propio de Agresta. S. COOP. fMap permite almacenar los resultados en un sistema gestor de base de datos Postgres gracias al uso de PostGIS (extensión para añadir soporte de objetos geográficos). Utiliza la librería *Javascript Open Layers* como motor de mapas para el *frontend*, de cara a que el usuario puede seleccionar las zonas de interés y acceder a una tienda *online* basada en la plataforma Magento que junto a una aplicación web para gestionar el procesamiento de datos LiDAR, permite completar el proceso de compra de inventario en tiempo real.

Los modelos utilizados en fMAP se han caracterizado con los siguientes estadísticos de bondad de ajuste: (i) error medio cometido al evaluar el conjunto de la muestra en valor absoluto (Sesgo), (ii) el error cuadrático medio en valor absoluto (RSME) y sus respectivos valores relativos (iii) (rSesgo) y (iv) (rRMSE) que se corresponden con el valor absoluto de los anteriores entre el promedio de la variable expresados en tanto por ciento.

3. RESULTADOS

En las tablas 3 y 4 se pueden apreciar los resultados del ajuste de los modelos con RF y de la validación independiente para *Pinus halepensis* en valores absolutos y relativos (%). En general los resultados de ajuste de

modelos son más satisfactorios para los pinos, con errores cuadráticos medios cercanos al 40% (con la excepción de N). En cuanto a la validación independiente de *Pinus halepensis*, en general los valores de sesgo relativo son cercanos a cero indicando que el modelo es insesgado. Al igual que en la fase de ajuste, los valores de rRMSE oscilan entre 40 y 50%.

Tabla 3. Resultados del ajuste de modelos para las bases de datos utilizadas [N (pies/ha); G (m²/ha); V (m³/ha) y IAVC (m³/ha año), relativos en %].

Pinares (<i>Pinus nigra</i> , <i>Pinus halepensis</i> , <i>Pinus pinaster</i>)				
Variable	N	G	V	IAVC
RMSE	239,70	3,89	16,50	0,41
rRMSE	65,62	43,04	45,83	43,87
<i>Quercus ilex</i> L. subsp. Ballota				
Variable	N	G	V	IAVC
RMSE	585,80	4,78	18,74	0,20
rRMSE	149,24	51,31	51,08	21,17

Tabla 4. Resultados de la validación independiente para *Pinus halepensis* [N (pies/ha); G (m²/ha); V (m³/ha) y IAVC (m³/ha año), relativos en %].

<i>Pinus halepensis</i> Mill.				
Variable	N	G	V	IAVC
Sesgo	-22,66	-0,90	-2,90	-0,09
rSesgo	-5,81	-9,23	-6,90	-8,98
RMSE	265,32	4,28	19,791	0,46
rRMSE	68,10	44,01	47,241	44,37

La mayoría de puntos del diagrama de dispersión (Figura 1) se sitúan cerca de la recta de regresión de 45° lo que indica un ajuste razonable del modelo. A medida que los valores observados de volumen son mayores las predicciones se desvían más.

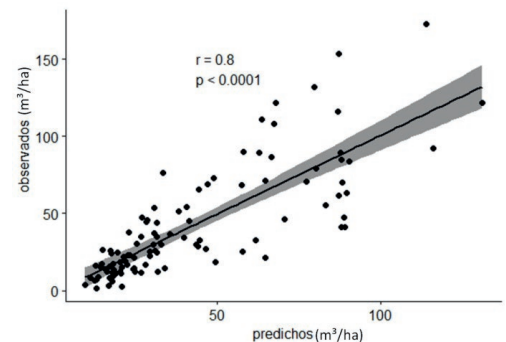


Figura 1. Observados versus predichos en la muestra de validación de volumen total para *Pinus halepensis*.

La información generada para toda la Región de Murcia se ha puesto en valor por medio de fMAP, un servicio de acceso y análisis en tiempo real de información de inventario forestal (Figura 2).

La plataforma de venta consta de un visor donde el usuario registrado puede seleccionar un área de interés bien dibujándola manualmente, bien a partir de una referencia catastral o adjuntando una cobertura *shape*. Seleccionada la zona de interés, la especie y el producto deseado (Fracción de Cubierta de la masa, Altura dominante de la masa, Carbono acumulado, Existencias de Madera o Inventario completo) el usuario solicita la orden de compra y la plataforma ejecuta los geoservicios necesarios para el cálculo de la información requerida por parte del cliente. A los pocos minutos el cliente recibe un correo invitándole a descargar un informe resumen de las variables forestales solicitadas y la cartografía continua asociada a las mismas en formato *shape* para la zona solicitada.



Figura 2. Plataforma de inventario forestal online.
ForestMap (www.forestmap.es).

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La presente comunicación muestra que es posible realizar inventarios forestales a escala regional combinando datos de vuelos LiDAR PNOA y parcelas del IFN4, obteniendo resultados en la validación de los modelos de área basimétrica y volumen para *Pinus halepensis* (4,28 m²/ha y 19,79 m³/ha respectivamente) con una robustez estadística similar a los que otros autores han obtenido para la especie en inventarios LiDAR a escala monte con parcelas específicas (Cabrera *et al.*, 2014; Montealegre *et al.*, 2015).

El aumento de la capacidad de computación de los ordenadores, la disponibilidad de vuelos LiDAR periódicos del PNOA (se estima que sexenales) y la existencia de metodologías de trabajo orientadas a grandes superficies como las utilizadas en este proyecto, hacen pensar que nos encontramos ante el futuro de los inventarios forestales.

El reto actual puede ser pasar de la foto puntual de un inventario LiDAR a ser capaces de diseñar inventarios dinámicos combinando las virtudes de los sensores LiDAR, en cuanto a estructura de la vegetación, con sensores multiespectrales satelitales que nos aporten información de composición y cambios.

El siguiente paso es poner en valor los resultados obtenidos para la sociedad. En este sentido, plataformas web como la presentada en el presente trabajo pueden

jugar un papel facilitador a futuro. fMap ofrece un servicio de inventario económico, rápido y fiable a cualquier propietario privado, que puede obtener una primera aproximación a sus existencias calculadas con esta metodología para su propiedad en cuestión de minutos a partir de su referencia catastral y la especie arbolada que vegeta en la misma.

Esto puede tener una gran importancia en la Región de Murcia donde entorno al 68 % de la superficie forestal es privada con escasa rentabilidad económica. Una herramienta de estas características podría llegar a ser crucial para la gestión forestal de la Región, convirtiéndose en un instrumento favorecedor de la ordenación de los montes privados, incidiendo sobre un actor principal en cuanto a superficie forestal pero que tiene escasos recursos e incentivos para ordenar.

Además, el ahorro de costes asociado a la ordenación de montes privados podría tener impacto, tanto en la inversión en los inventarios propiamente dichos, como en el control de ayudas por parte de los técnicos de la administración. Ofreciendo a todos los profesionales del sector una herramienta única, con datos comparables y errores de estimación conocidos y homogéneos.

5. AGRADECIMIENTOS

Desde el equipo redactor queremos dar las gracias por su colaboración a todo el equipo del IFN y a Juan Carlos Ojeda del IGN por su apoyo en todo lo relacionado con el PNOA.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Breiman, L. 2001. Random forests. *Mach. learn.*, 5-32.
- Cabrera, J., Lamelas, M.T., Montealegre, A.L., De la Riva, J. 2014. Estimación de variables dasométricas a partir de datos LiDAR PNOA en masas regulares de *Pinus halepensis* Mill. *Actas XVI Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica*. Alicante.
- Fernandez-Landa, A. 2016. *LiDAR Remote sensing applied to forest resources assessment*. Tesis doctoral. ETSI Montes, UPM. 130 pp. Madrid.
- Fernandez-Landa, A., Tomé, J.L., Sandoval, V., Vallejo, R. 2017. Integrando datos LiDAR, información satelital y parcelas del Inventario Forestal Nacional español en la predicción de variables de inventario. *7º CFE*, Plasencia.
- González-Ferreiro, E., Diéguez-Aranda, U., Miranda D. 2012. Estimation of stand variables in *Pinus radiata* D. Don plantations using different LiDAR pulse densities. *Forestry*, 85, 281-292.
- McGaughey, R.J., Carson, W.W. 2003. Fusing LIDAR data, photographs, and other data using 2D and 3D visualization techniques. In: *Proceedings of Terrain Data: Applications and Visualization—Making the Connection*, October 28-30, 2003. pp. 16-24.
- Montealegre, A.L., Lamelas, M.T., De la Riva, J., García-Martin, A., Escribano, F. 2015. Estimación de variables dasométricas en masas de *Pinus halepensis* Mill. mediante datos LiDAR-PNOA y trabajo de campo. *XVI Congreso de la A.E.T.: Teledetección: Humedales y Espacios Protegidos*.

Análisis de la estructura de la vegetación del polje de la Nava de los Pinsapos mediante tecnología LiDAR

Cortés Molino, A., Melero Jiménez, I. J., Fernández Luque, I., Flores-Moya, A., Salvo Tierra, A. E.
Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Málaga, Bulevar Louis Pasteur, 31, 29010 Málaga, España.
{alvarocm, imelero, ifernandez, floresa, salvo}@uma.es

Resumen: La Nava de los Pinsapos (Parauta, Málaga), situado en el Parque Natural Sierra de las Nieves, presenta un paisaje dominado por un bosque de pinsapos (*Abies pinsapo* Boiss.), considerado como hábitats de interés comunitario (HIC 9520), en el que aparecen también otras especies arbóreas como alcornoques (*Quercus suber* L.) y encina (*Quercus ilex* L.). A través de un análisis LiDAR se realiza una aproximación a algunas características de la morfología de la vegetación del polje de la Nava de los Pinsapos, y más concretamente en la falda del cerro Alcojona (1498 m s.n.m.). La información LiDAR fue obtenida a través de la Junta de Andalucía (vuelo de 2008, densidad de 1,5 puntos/m²). El análisis permitió distinguir diferentes unidades de vegetación y estimar parámetros forestales, la fracción de cubierta vegetal, la estructura de la cubierta vegetal y la altura de los pies de mayor porte. Se han identificado los pinsapos de mayor porte y diferenciarlos de frondosas en masas mixtas.

Palabras clave: LiDAR, *Abies pinsapo*, polje, Sierra de las Nieves.

Forest characterization of Nava de los Pinsapos with LiDAR technology

Abstract: Nava de los Pinsapos (Parauta, South Spain), situated in the Sierra de las Nieves Natural Park is a heterogeneous forest landscape where habitats of community interest are located, like forests of Spanish fir (*Abies pinsapo* Boiss.), holm oak (*Quercus ilex*) or cork oak (*Quercus suber* L.). A LiDAR analysis of the polje landscape from Nava de los Pinsapos was made, with special interest in the foothills of Alcojona mountain (1498 m). The point clouds were obtained from a flight by the Regional Government of Andalusia (2008) with a density of 1,5 points/m². The analysis allowed to distinguish different spatial units from the landscape, as well as estimate some forest parameters like tree height, canopy closure and vertical vegetation stratum. This technic allowed the differentiation of an edge-community colonising an outcrop of limestone. It was possible to distinguish and identify successfully old Spanish firs from mixed mass with oaks, despite the relative low density of points.

Keywords: LiDAR, *Abies pinsapo*, polje, Sierra de las Nieves

1. INTRODUCCIÓN

La tecnología LiDAR ha mostrado un gran potencial para numerosas aplicaciones ambientales, debido a su capacidad para generar nubes de puntos que describen la superficie terrestre. El sector forestal es uno de los campos donde el uso de esta tecnología ha experimentado un mayor avance, al proporcionar información sobre la estructura vertical de la vegetación (Wang y Glenn, 2008). Con la información LiDAR es posible generar modelos de altura del dosel que proveen estimaciones precisas de importantes parámetros forestales como la altura de copa, el volumen del porte y la estructura vertical del dosel (Suárez *et al.*, 2005). Cuantificar la estructura forestal es fundamental para la gestión forestal sostenible (O'Hara *et al.*, 1996) al relacionarse con procesos ecológicos importantes como la productividad o la interceptación de agua pluvial (Falkowski, *et al.*, 2009). El objetivo de este trabajo es la descripción de características relacionadas con la estructura de la vegetación forestal mediante tecnología LiDAR.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio tiene una extensión de 100 ha ubicadas en la Nava de los Pinsapos (Figura 1), en el término municipal de Parauta (36°39'55,49"N, 5°3'10,65"O),

dentro de los límites del Parque Natural Sierra de las Nieves, Málaga. Morfológicamente se trata de un polje, asentado sobre depósitos sedimentarios muy karstificados (Romo *et al.*, 2013) ubicado en las faldas del cerro Alcojona (1498 m) y rodeado de una formación de *Paeonio broteroi-Abietetum pinsapo* Asensi & Rivas-Martínez, 1976 (HIC 9520), con ejemplares dispersos de *Quercus suber* y *Quercus ilex*. El área comprende un rango altitudinal entre los 1100 y 1400 m, presenta un clima mediterráneo pluviestacional-oceánico y se

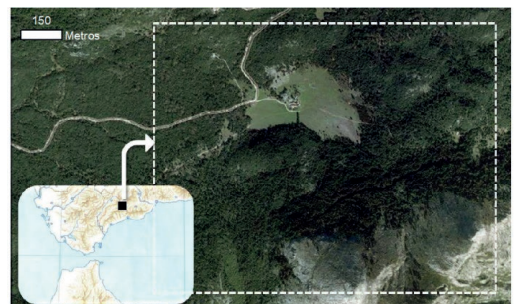


Figura 1. Lugar de estudio. La cuadrícula se tomó con un tamaño de 1×1 km.

ubica en el piso bioclimático supramediterráneo con un ombrotipo hiperhúmedo (CIF, 1989).

Para la realización de este trabajo se solicitó a la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM) datos de nubes de puntos LiDAR del municipio de Parauta correspondiente a los datos recogidos de las cuencas Guadalhorce-Guadiaro. La información fue proporcionada en ficheros LAS en cuadrículas UTM 1×1 km, utilizando como sistema de referencia ETRS89 con una densidad de 1,5 puntos/m². El vuelo se realizó el 1 de diciembre de 2008.

Se realizó un tratamiento previo de los datos que incluye el filtrado de los puntos para identificar los retornos correspondientes a suelo y vegetación, y la normalización de las alturas de cada retorno con respecto al terreno, para ello se usó el software Fusion 3.5 (McGaughey, 2009). Posteriormente se empleó ArcGIS 10.3 para generar cartografía temática a través de la información ráster desarrollada.

La estimación de las características de la vegetación a partir de las nubes de puntos puede seguir dos enfoques distintos en función de su densidad (Packalén *et al.*, 2008). El primer enfoque consiste en trabajar a escala de árbol, el cual requiere datos con alta densidad de puntos (5-10 puntos/m²), mientras que el segundo enfoque trabaja a escala de área o rodal permitiendo densidades menores, comprendidas entre 0,5-3 puntos/m² (Hyypä y Inkinen, 1999). Los métodos basados en el análisis de árboles individuales tienen el inconveniente de que sólo los árboles dominantes o aislados se pueden identificar correctamente (García, 2006). Debido a la naturaleza de los datos disponibles (1,5 puntos/m²) se optó por trabajar a escala de área.

2.1. Procesado de puntos

Se identificaron los puntos correspondientes a la superficie terrestre y se realizó un filtrado de los mismos mediante la ecuación de peso propuesta por Kraus y Pfeifer (1998) para después crear un modelo digital de elevaciones (MDE). Posteriormente se generó el modelo digital de superficie (MDS). Para la obtención de la altura de la vegetación se restó el MDE al MDS, de esta manera se genera el modelo digital de altura del dosel (*Digital Canopy Height Model*, DCHM) que representa la altura de la vegetación en cada píxel. El DCHM se exporta a formato ráster para reclasificarlo y generar una distribución de alturas del dosel.

2.2. Clasificación de estratos

A través de la distribución de alturas es posible estudiar la estructura de la vegetación forestal y clasificar la vegetación por estratos en función de las alturas de los primeros retornos. Con ArcMap se establecieron diferentes rangos para esta clasificación: pasto (0-0,5 m), matorral (0,5-2 m), arbusto (2-4 m) y árbol (<4 m), basándose en el criterio establecido para un estudio similar en el Parque Nacional de Monfragüe (Tragsa, n.d.). El tamaño de píxel para esta clasificación fue de 2×2 m.

2.3. Fracción de cabida cubierta

La fracción de cabida cubierta arbórea (FCC) representa la proporción de suelo que es cubierto por la proyección vertical de las copas de los árboles, por tanto, se considera una medida de la espesura. Se trata de una variable que afecta a distintos aspectos ecológicos como el régimen de luz del sotobosque, la humedad del suelo y el microclima (Page y Cameron, 2006). La FCC también afecta significativamente al desarrollo y la propagación de un incendio de copa, por lo que se emplea junto con la altura de la base de las copas para simular el comportamiento de un incendio (García *et al.*, 2011). El cálculo de esta variable se halló teniendo en cuenta los primeros retornos ubicados a una altura mínima de 4 m con respecto al total de primeros retornos por unidad de área (McGaughey, 2009). Para este paso es necesario un tamaño de píxel mayor para abarcar copas de árboles enteras, por tanto, el tamaño de tesela en este caso posee dimensiones de 15×15 m para que el cálculo sea efectivo (McGaughey, 2009). La superficie generada con este modelo fue exportada a ArcMap para establecer los rangos de porcentaje.

3. RESULTADOS

El ráster generado a través del DCHM muestra de modo general que los árboles más grandes pertenecen a la masa de pinsapar puro en la ladera norte del cerro Alcojona, que es seccionada en dos partes por un cortafuego. Aparecen árboles de mayor porte (> 20 m) que se distribuyen en la parte occidental de la cuadrícula, en el valle del Arroyo Capuchín (Figura 2). Fue posible determinar el árbol más alto de la cuadrícula (26,2 m) ubicado en las siguientes coordenadas 36,662°N 5,0499°O. Una prospección *in-situ* localizó al ejemplar mediante GPS pero hubo dificultades para distinguir su copa y hallar su altura con un clinómetro, debido a la alta densidad del dosel. Los resultados también permitieron observar la presencia de una gran tesela de arbustos en la zona central de la cuadrícula. Valladares (2009) sitúa al pinsapar de Alcojona dentro de los de influencia orográfica, subhúmedos-húmedos de media-alta montaña, desapareciendo hacia el poljé dado que disminuye la criptoprecipitación y la humedad edáfica al aumentar la escorrentía por la mayor pendiente, apareciendo una vegetación constituida fundamental por árboles y arbustos de menor talla como *Quercus ilex*, *Phillyrea latifolia* y *Juniperus* spp. Es necesario destacar que esta composición no ha variado en las últimas seis décadas, como se observa en la serie de imágenes aéreas (REDIAM, Mapa de vegetación de los ecosistemas forestal de Andalucía 1996-2006).

3.1. Estratos de vegetación

La clasificación de la vegetación por estratos ofreció resultados muy detallados sobre la distribución espacial de los tipos de masas de vegetación forestal (Figura 2). El recuento del número de píxeles de los que dispone cada estrato posibilita calcular el porcentaje de superficie para cada nivel (Tabla 1).

La altura media del dosel, el porcentaje de superficie ocupado por estos estratos y la desviación estándar se han mostrado como variables importantes para sintetizar esta información. A través de esta clasificación fue posible delimitar la tesela en proceso de colonización de un afloramiento calizo en el sector central de la cuadrícula.

Tabla 1. Superficie ocupada para cada estrato vegetal.

Estrato	Rangos (m)	Superficie (%)	Altura media (m)	Desviación estándar (m)
Pastizal	0-0,5	25,45	0,16	0,15
Matorral	0,5-2	8,04	1,00	0,45
Arbustos	2-4	12,59	3,20	0,56
Árboles	4>	53,93	7,99	3,46
Total	0-26	100	4,86	4,37

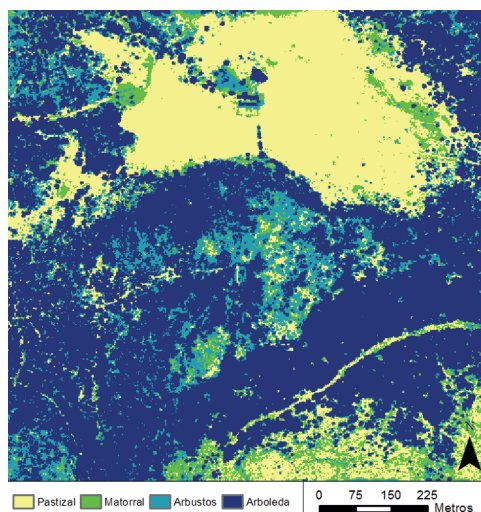


Figura 2. Estratos de vegetación.

3.2. Fracción de cabida cubierta

La clasificación del porcentaje de copa muestra que más de la mitad de la superficie posee una FCC inferior al 50%, debido a la presencia del poljé, un roquedo presente al sur de la cuadrícula y la presencia de la tesela en la zona central. En esta última zona, al no superar la vegetación la altura mínima de 4 metros para ser considerada árbol, aparece representada en el mapa con una FCC bastante baja (Tabla 2).

4. DISCUSIÓN

La clasificación de los primeros retornos en estratos vegetales proporcionó información sobre la estructura vertical de las masas, entre otras la localización del árbol que alcanza más altura o la identificación de vegetación colonizadora en un afloramiento calizo. Esta clasificación mostró un área ocupada por el estrato arbóreo mayor del

Tabla 2. Superficie ocupada por cada rango de valor de la FCC.

FCC (%)	Superficie (%)	Valor medio (%)	Desviación estándar (%)
0-10	32,05	1,42	2,59
10-50	25,76	29,77	11,58
50-70	15,04	59,95	5,88
70-85	10,91	77,84	4,31
85-100	10,98	91,96	3,74
>100	5,2	99,07	0,57

50%, con una altura media de casi 8 m y una desviación de 3,5 m. Esto es indicativo de una mayor abundancia de árboles de estatura mediana, que corresponden a pinsapos jóvenes en proceso de expansión del pinsapar y a la abundancia de *Quercus spp.* En cuanto a la FCC, los valores más altos (>70%) ocupan un 27,1% del territorio y se distribuyen en las zonas de pinsapar puro o donde se mezcla con la encina.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Asensi A, Rivas-Martínez S. 1976. Contribución al conocimiento fitosociológico de los pinsapares de la Serranía de Ronda. *Anales del Instituto Botánico de Cavandiles*, 33, 239-247.
- Casado JA. 2011. *Plan de uso integral y gestión del monte "La Nava de los Pinsapos"* (Parauta, Málaga). Trabajo Fin de Carrera, Departamento de Ingeniería Forestal, Universidad de Córdoba.
- Centro de Investigaciones Fitosociológicas (CIF) (1996-2009). Consultado el 22 de noviembre de 2016: <https://pendientedemigracion.ucm.es/info/cif/data/indexcsp.htm>
- Falkoski MJ, Evans JS, Martinuzzi, S, Gessler PE, Hudak AT. 2009. Characterizing forest succession with lidar data: An evaluation for the Inland Northwest, USA. *Remote Sensing of Environment*, 113(5), 946-956
- García M, Danson F, Riaño D, Chuvieco E, Ramírez F, Bandugula V. 2011. Terrestrial laser scanning to estimate plot-level forest canopy fuel properties. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 13, 636-645.
- García M. 2006. *Documento técnico: Obtención de variables forestales a partir de datos LiDAR*. Grupo Tragsa, Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Grupo Tragsa (N. D.). *Empleo de la tecnología LiDAR para el seguimiento ecológico: aplicación piloto para la Red de Parques Nacionales y comparativa con los datos LiDAR del PNOA*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Hypä J, Inkinen M. 1999. Detecting and estimating attributes for single trees using laser scanner. *The photogrammetric Journal of Finland*, 16, 27-42.

- Kraus K, Pfeifer N. 1998. Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 53, 193-203.
- McGaughey R. 2009. *FUSION/LDV: Software for LiDAR Data Analysis and Visualization*. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Seattle. WA, USA 123(2)
- Packalén P, Pitakänen J, Maltamo, M. 2008. Comparison of individual tree detection and canopy height distribution approaches: a case study in Finland. *Actas de SilviLaser* Edinburgh, UK.
- Page LM, Cameron AD. 2006. Regeneration dynamics of Sitka spruce in artificially created forest gaps. *Forest ecology and management* 221(1), 260-266.
- O'hara KL, Latham PA, Hessburg P, SMITH BG. 1996. A Structural Classification for Inland Northwest Forest Vegetation. *Western Journal of Applied Forestry* 11, 97-102
- Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM) Mapa de vegetación de los ecosistemas forestales de Andalucía (1996-2006). 2008. Consultado el 10 de noviembre de 2016: <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam>
- Romo JL, Sánchez A, Martín R, Corrales A, Peinado A. 2013. Exploraciones subterráneas en la Sima de la Nava. *Andalucía subterránea* 23, 24-31.
- Suárez J, Ontiveros C, Smith S, Snape S. 2005. Use of airborne LiDAR and aerial photography in the estimation of individual tree heights in forestry. *Computers & Geosciences* 31(2), 253-262.
- Valladares, A. 2009. 9520 Abetales de *Abies pinsapo* Boiss. En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 90 p.
- Wang C, Glenn NF. 2008. A linear regression method for tree canopy height estimation using airborne lidar data. *Canadian Journal of Remote Sensing* 34(sup2), S217-S227.



SECCIÓN 04

Incendios forestales

Random Forest para la clasificación global de áreas quemadas

Ramo, R., Chuvieco, E.

Grupo de investigación en Teledetección Ambiental, Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente,
Universidad de Alcalá, Colegios 2, 28801 Madrid. ruben.ramo@uah.es, Emilio.chuvieco@uah.es

Resumen: Este trabajo pretende desarrollar un algoritmo para la cartografía de área quemada con carácter global. Mediante *Random Forest* (RF) se tratará de determinar qué variables son las mejores para la detección de área quemada, además se definirán qué parámetros son los óptimos para entrenar un modelo de estas características. Se propone la elaboración de dos modelos diferentes para clasificar imágenes MODIS, el primero utilizará sus 7 primeras bandas (RF *full model*) y el segundo solamente hará uso de los canales rojo e infrarrojo (RF *RNIR model*) con el objetivo de comparar el efecto que tiene en la precisión la inclusión del canal del SWIR en la detección de área quemada. Los resultados obtenidos se compararon con las bases de datos de incendios de tres regiones diferentes: Canadá, California y Australia. Utilizando esta información como referencia se compararán los resultados obtenidos con los de los productos MCD45 y MCD64.

Palabras clave: Área quemada, MODIS, *Random Forest*, global, incendios forestales.

Random Forest for global burned area classification

Abstract: *This paper aims to develop a global burned area algorithm based on the Random Forest (RF) classifier. Through RF we carry out an analysis to set which attributes are the most significant to burned area detection. Furthermore we set which parameters are the optimums to train a model. We propose two models to classify MODIS images. We tested the impact of excluding the SWIR bands in BA detection and therefore two RF models were developed. The RF Full model included the first seven bands from MODIS, while the RNIR model used only the first two channels. Results of both models were compared with the national fire perimeters of Australia, Canada and California, as well as with two existing BA MODIS products, the MCD45 and MCD64.*

Keywords: *Burned area, MODIS, Random Forest, Global, forest fire.*

1. INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son un fenómeno que afecta de manera global a las comunidades vegetales. Además de su impacto directo sobre la vegetación y su productividad, los incendios también producen alteraciones en el ciclo de carbono, emitiendo a la atmósfera gases de efecto invernadero, afectando de manera directa a la población. La cartografía de área quemada mediante imágenes de satélites ha sido abordada a diferentes escalas, y bajo diferentes sensores. A pesar de la gran precisión de las imágenes de alta resolución los sensores de mayor interés para la modelación del clima son los de resolución más baja, los cuales ofrecen productos a escala global.

Entre los productos globales que se han desarrollado los últimos años, destaca el último producto desarrollado por la ESA en el proyecto *Fire_cci* (Alonso-Canas y Chuvieco, 2015) y los productos generados por la NASA; MCD45 y MCD64 (Roy *et al.*, 2005; Giglio *et al.*, 2009). Todos estos productos son elaborados con los mismos objetivos pero mediante diferentes metodologías. Uno de los enfoques más comunes es el basado en los cambios multitemporales de la reflectividad. Bajo esta metodología es muy común la determinación de umbrales mediante la comparación de imágenes previas y posteriores al fuego utilizando índices espectrales de vegetación.

Otro enfoque posible es el aplicado en el MCD45, el cual se basa en los cambios de reflectividad observados en una serie temporal de imágenes mediante la inversión

del modelo de corrección bidireccional basado en una ventana multitemporal de 16 días.

Existen otras metodologías aplicadas en la cartografía de área quemada como puede ser la basada en focos activos. El principio de esta técnica se basa en el alto contraste que ofrece el canal térmico en comparación con los métodos basados en el infrarrojo. La mayor limitación de estos métodos es que solamente se detectarán los incendios que estén activos en el momento del paso del satélite que no queden ocultos por nubes o humo.

Por otro lado estarían las metodologías que utilizan conjuntamente la reflectividad de las imágenes y los focos activos de incendios, como es el caso del producto desarrollado en el marco del proyecto *Fire_cci* o el MCD64.

Hasta donde llega nuestro conocimiento, no hay ningún algoritmo que haya sido entrenado a escala global para la cartografía de área quemada. El objetivo de este estudio será por tanto entrenar un algoritmo de detección de área quemada con imágenes MODIS mediante la utilización de conjuntos árboles de decisión.

Random Forest (RF) es, en este contexto, es uno de los algoritmos que más se está utilizando en estos momentos en teledetección debido a su capacidad para integrar datos de diferentes fuentes y la calidad de los resultados obtenidos. Mediante RF se realizará la selección de variables y la de los parámetros del modelo. Adicionalmente se propondrá la elaboración de dos

modelos diferentes, uno que utilizará las 7 primeras bandas de MODIS (RF full *model*) y otro que solamente utilizará los canales rojo e infrarrojo (RF RNIR *model*) con el objetivo de comparar el efecto que tiene en la precisión la inclusión del canal del SWIR en la detección de área quemada.

Los resultados obtenidos se compararán con las bases de datos de incendios de tres regiones diferentes: Canadá, California y Australia. Utilizando esta información como referencia se compararán los resultados obtenidos con los de los productos MCD45 versión 5.1 y MCD64 versión 5.1.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Datos de entrada

Para la elaboración de la base de datos de entrenamiento se hizo uso de los productos referenciados en la Tabla 1.

Tabla 1. Productos utilizados en la generación de la BBDD de entrenamiento.

Producto	Referencia
MCD14ML	(Giglio <i>et al.</i> , 2006)
MCD43A4	(Schaaf, 2015)
Regiones de Olson	(Olson <i>et al.</i> , 2001)
GMTED2010	(Danielson y Gesch, 2011)
Land Cover CCI	(Defourny <i>et al.</i> , 2012)
Regiones GFED	(van der Werf <i>et al.</i> , 2006)
130 Perímetros Landsat de Referencia.	(Padilla <i>et al.</i> , 2015)

Se incluyó como información auxiliar el producto *Global multi-resolution terrain elevation data 2010* (GMTED2010). Sobre esta capa se calcularon la pendiente y la orientación.

Para ayudar a caracterizar los píxeles quemados se incluyó la variable uso del suelo, mediante el producto de la variable del programa *Land cover CCI*. Otra variable incluida son las ecorregiones de Olson, esta divide el mundo en 16 regiones en función de su clima geología y evolución histórica. De la misma manera se incluyeron las regiones geográficas del GFED que dividen la tierra en 14 zonas en función del comportamiento que tiene el fuego.

Además de las variables ya mencionadas, la principal fuente de información la proporcionarán dos productos MODIS. El primero de ellos es el MCD14ML, esta base de datos contiene la detección de incendios activos, a una resolución de 1km. Se incluyó como variable una matriz de las distancias generadas con estos puntos. Por otro lado, el MCD43A4 es un producto diario que proporciona la reflectividad de las bandas 1 a la 7 con el efecto bidireccional corregido.

Para entrenar el algoritmo es necesario crear una base de datos que recoja toda la variabilidad espectral de píxeles quemados y no quemados teniendo en cuenta tanto su localización como su variación interanual. Para ello se ha hecho uso del set de datos compuesto por 130 pares de escenas Landsat (Figura 1) utilizados para validar los

productos globales de área quemada del proyecto Fire_cci. Se extrajeron mediante estos perímetros los píxeles quemados y no quemados correspondientes al producto MCD43A4 de la colección 6, en total se necesitaron más de 15000 imágenes para elaborar la base de datos de entrenamiento.

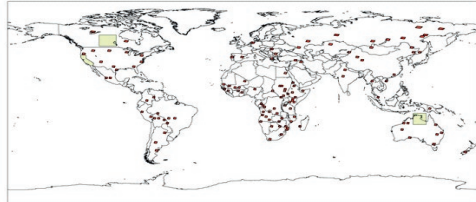


Figura 1. Localización de los perímetros Landsat. Las zonas verdes representan las áreas de validación.

Además de estos productos, a partir de las siete bandas de MODIS se calcularon una serie de índices espectrales (Tabla 2) que complementarán la base de datos de entrenamiento. Estos cálculos se realizaron sobre las reflectividades previas y posteriores al incendio, además se calcularon las diferencias temporales de estos índices. En total la base de datos de entrenamiento queda conformada por 48 diferentes atributos.

Tabla 2. Índices espectrales calculados.

Índice	Referencia
SAVI	(Huete, 1988)
GEMI	(Pinty y Verstraete, 1992)
VARI	(Gitelson <i>et al.</i> , 2002)
NDWI	(Gao, 1996)
EVI	(Huete <i>et al.</i> , 2002)
MIRBI	(Nieto y Isabel, 2008)
NBR	

2.2. Selección de atributos y de parámetros de RF

Para la elaboración de un modelo consistente, es necesario evaluar previamente la idoneidad de todos los atributos para seleccionar aquellos que tengan mejor capacidad para discriminar las zonas quemadas. Para ello se harán uso de dos indicadores diferentes, la importancia de cada factor calculada mediante *Random Forest* (Chen *et al.*, 2004) y la correlación entre los diferentes atributos. Para ello se entrenó un modelo de RF con un número alto de árboles (1500) incluyendo todas las variables y se calculó la importancia de cada factor. Se seleccionaron aquellas variables con una alta importancia y una baja correlación entre sí (<80%).

Una vez seleccionados los atributos, se procedió a la búsqueda de los parámetros del modelo que mejor resultados ofrezcan. Para ello, se dividió la base de datos de entrenamiento en dos sets diferentes; entrenamiento (80% de los datos) y test (20% de los datos). Para asegurar que la clase de quemado quede representada, se optó por realizar un entrenamiento estratificado (Chen *et al.*, 2004), forzando a introducir en una proporción

10 a 1 una parte de los píxeles quemados en todos los árboles de decisión para asegurar la representación de todo el conjunto de quemado.

Se entrenaron sucesivos modelos variando los parámetros de entrada del modelo n-árboles y m-atributos para comprobar el efecto que tiene en la precisión el número de árboles (50, 500, 1000, 1500) y el número de atributos (2, 4, 8, 12, 16, 17). Los diferentes modelos generados serán validados con el 20% de la muestra que restante, y se seleccionará el modelo que mayor ajuste y menor complejidad muestre.

El procedimiento descrito fue el utilizado para obtener el modelo RF Full. Para obtener el RF RNIR se eliminaron de la base de datos de entrenamiento aquellos factores que implicaran el uso de las bandas 3-7 y se repitió el proceso.

2.3. Fase de clasificación

Una vez seleccionado el modelo se procederá a la clasificación de las imágenes. En este estudio se clasificarán las imágenes MODIS diarias por pares separados por dos días. Para cada par se calcularán los atributos seleccionados en el punto anterior y se clasificará con RF. El resultado será una imagen de probabilidad por cada par clasificado. Se considerará como quemados todos aquellos píxeles que hayan sido etiquetados como quemados por al menos el 40% de los árboles de decisión. Posteriormente se agruparán todas las imágenes de probabilidades a un producto anual el cual será comparado con otros productos y perímetros. Se clasificarán 3 años de datos (2006-2008) para las tres regiones.

2.4. Evaluación de los resultados

Para la evaluación del algoritmo se propone comparar los resultados de las dos clasificaciones generadas con RF además de los productos de la NASA; MCD45 y MCD64, con las estadísticas oficiales de tres países muy diferentes en cuanto a localización, vegetación y clima: California (CALFIRE), Australia (NAFI) y Canadá (CNFDB).

3. RESULTADOS

3.1. Selección de atributos y de parámetros de RF

La tabla 3 resume las variables seleccionadas para los dos modelos. Para la selección de atributos se generaron los sucesivos modelos y se obtuvo la precisión de cada uno de ellos (Figura 2).

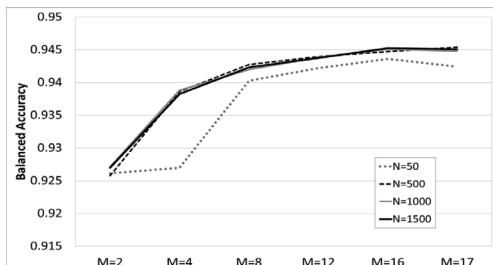


Figura 2. Precisiones obtenidas por los diferentes modelos de RF.

Tabla 3. Variables seleccionadas y su importancia. Los asteriscos muestran que variables se incluyeron en RF Full.

Band	Importance RF Full	Importance RF RNIR
HS distance	4.54*	14.69
DIF_B2	4.43*	13.97
DIF_NDWI5	3.32*	NA
DIF_GEMI	3.07*	8.17
B2 post	2.98*	5.78
DIF_MIRBI	2.87*	NA
DIF_EVI	2.7	NA
MIRBI_pre	2.60*	NA
DIF_NBR	2.58*	NA
DIF_SAVI	2.44	7.21
VARI_pre	2.42*	NA
GEMI_post	2.42	5.04
NDWI5_post	2.39*	NA
B2 pre	2.33	5.27
B5 post	2.25*	NA
B5 pre	2.24*	NA
SAVI_post	2.04	5.32
GEMI_pre	2.01*	3.48
Elevation	1.94*	8.92
GFED Regions	1.92*	6.99
SAVI_pre	1.85	4.39
DIF_VARI	1.78*	NA
NBR_pre	1.71*	NA
B1post	1.53	5.89
B1 pre	1.34	4.88

Se eligió el modelo con los parámetros n=600, m=5. El modelo generado con estos parámetros tiene un precisión equilibrada de 0,94, con un error de comisión del 52% y un error omisión del 10%. Con estos parámetros se entrenó también RF-RNIR que usa sólo 14 variables. En este caso la precisión equilibrada descendió a 0,93, con una comisión del 55% y una omisión del 11%.

3.2. Resultados de las clasificaciones con RF, MCD64 y MCD45

Los resultados obtenidos se resumen en la siguiente tabla:

Tabla 4. Omisión (OE), comisión (CE) y relative bias (relB). Los datos mostrados son un promedio entre 2006-2008.

	Australia			Canada			California			Global		
	CE	OE	relB	CE	OE	relB	CE	OE	relB	CE	OE	relB
MCD45	0.09	0.32	-0.26	0.30	0.57	-0.38	0.35	0.55	-0.31	0.09	0.33	-0.26
MCD64	0.09	0.29	-0.21	0.21	0.28	-0.09	0.12	0.29	-0.19	0.10	0.29	-0.21
RF full	0.16	0.23	-0.09	0.28	0.35	-0.10	0.27	0.38	-0.15	0.16	0.23	-0.09
RF RNIR	0.19	0.21	-0.03	0.37	0.25	0.19	0.47	0.25	0.43	0.19	0.21	-0.03

Los modelos obtenidos se compararon con los productos MODIS existentes. Para resumir la presentación de los resultados todos los estadísticos se promediaron para los tres años. En general la comisión de los productos de la NASA tienden a ser menores que los obtenidos con RF, la tendencia opuesta se encontró para la omisión. Por otro lado los errores de RF están más balanceados siendo RF-RNIR un poco más equilibrado que el otro propuesto.

4. DISCUSIÓN

Este trabajo presenta los resultados para la generación de un algoritmo de cartografía de área quemada a escala global. El objetivo de este artículo no es elaborar un producto nuevo con este sensor, sino enriquecer las metodologías utilizadas para la elaboración de productos globales de área quemada.

Una de las debilidades que puede presentar el entrenamiento de algoritmos a escala global es la necesidad de tener un set de datos representativo para toda la tierra que recoja la variación interanual e intranual, en este caso los resultados obtenidos son consistentes para los tres años analizados.

Los parámetros del modelo no varían substancialmente el resultado final. Sin embargo, el gran desbalanceo de la BBDD si supone un punto crítico en el entrenamiento de este tipo de modelos. Los resultados obtenidos al validar los entrenamientos difieren de los obtenidos en las clasificaciones. Esto se debe a que la validación del entrenamiento se ha realizado con datos globales, mientras que la comparación de las clasificaciones de las imágenes MODIS solamente se ha podido llevar a cabo en tres zonas.

Los resultados obtenidos en este estudio demuestran que para las zonas analizadas *Random Forest* mejora la omisión respecto a los productos de la NASA quedando los errores más equilibrados. Entre los dos modelos entrenados, ambos ofrecen resultados similares. RF-RNIR muestra en Canadá y California una mayor sobreestimación, mientras que RF-Full tiene una mayor tasa de error de omisión, tendiendo compensar ambos errores.

Muchos autores subrayan la importancia del uso del canal del SWIR y de los índices de área quemada que de él se derivan para la detección de áreas quemadas. La inclusión de estas bandas e índices no han supuesto mejoras en la detección de área quemada para las tres zonas analizadas a nivel de clasificación.

Por último destacar que la metodología empleada para clasificar las zonas quemadas con MODIS es aplicable a otros sensores, lo que supone una ventaja añadida al uso de Random Forest.

5. BIBLIOGRAFÍA

Alonso-Canas, I., Chuvieco, E. 2015. Global burned area mapping from ENVISAT-MERIS and MODIS active fire data. *Remote Sensing of Environment*, 163, 140-152.

Chen, C., et al. 2004. *Using random forest to learn imbalanced data*. University of California, Berkeley, 1-12.

Danielson, J. J., Gesch, D. B. 2011. *Global multi-resolution terrain elevation data 2010 (GMTED2010)*, US Geological Survey.

Defourny, P., et al. 2012. *Land Cover CCI. PRODUCT USER GUIDE VERSION, 2*.

Gao, B.C. 1996. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), 257-266.

Giglio, L., et al. 2006. Global distribution and seasonality of active fires as observed with the Terra and Aqua Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* (2005–2012), 111(G2).

Giglio, L., et al. 2009. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. *Remote Sensing of Environment*, 113(2), 408-420.

Gitelson, A. A., et al. 2002. Vegetation and soil lines in visible spectral space: a concept and technique for remote estimation of vegetation fraction. *International Journal of Remote Sensing*, 23(13), 2537-2562.

Huete, A. 1988. A soil-adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*.

Huete, A., et al. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1), 195-213.

Nieto, I. G., Isabel, M.M. 2008. Estudio comparativo de índices espectrales para la cartografía de áreas quemadas con imágenes MODIS. *Revista de teledetección: Revista de la Asociación Española de Teledetección*, 29, 15-24.

Olson, D. M., et al. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*, 51(11), 933-938.

Padilla, M., et al. 2015. Comparing the accuracies of remote sensing global burned area products using stratified random sampling and estimation. *Remote sensing of environment*, 160, 114-121.

Pinty, B., Verstraete, M. 1992. GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. *Vegetatio*, 101(1), 15-20.

Roy, D., et al. 2005. Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. *Remote Sensing of Environment*, 97(2), 137-162.

Schaaf, C. 2015. MCD43A4 MODIS/Terra+ Aqua BRDF/Albedo Nadir BRDF Adjusted RefDaily L3 Global-500m V006, NASA EOSDIS Land Processes DAAC.

Van Der Werf, G. R., et al. 2006. Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(11), 3423-3441.

Generación de un algoritmo global de área quemada a partir de imágenes MODIS MOD09GQ para el proyecto Fire_cci

Lizundia, J., Otón, G., Ramo, R., Garcia, D., Chuvieco, E.

Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá; Colegios 2, 28801 Alcalá de Henares, España.

{joshua.lizundia, gonzalo.oton, ruben.ramo, daniel.garciag, emilio.chuvieco}@uah.es

Resumen: Se generó un algoritmo para detectar áreas quemadas a escala global a partir de imágenes adquiridas por el sensor MODIS. El producto utiliza las bandas del rojo e infrarrojo cercano (R y NIR, Bandas 1 y 2, respectivamente) que tienen la mayor resolución de este sensor (250 m). El algoritmo realiza compuestos mensuales de imágenes diarias, tras eliminar las defectuosas (nubes, artefactos o ángulo nadiral alto). Para ello, se emplea como criterio de composición la fecha del fuego activo (a partir del producto de anomalías térmicas MCD14) y los valores mínimos del NIR. El algoritmo tiene dos fases, en la primera se detectan los píxeles semilla y en la segunda se amplía la mancha quemada a partir de criterios de contexto espacial. Las semillas se obtienen utilizando distintos criterios adaptados a las estadísticas locales para ventanas de 4800×4800 píxeles, siguiendo las escenas estándar de los productos MODIS. Los píxeles semilla se determinan a partir de percentiles de la distribución local de reflectividades del NIR y de sus cambios temporales. De esos píxeles semilla se procede a extraer las manchas quemadas utilizando un criterio de contexto espacial a partir de los valores del NIR y del índice de vegetación GEMI. El producto final incluye la fecha de detección de quemado y una valoración de la incertidumbre en la detección, empleando para ello la probabilidad acumulada del NIR y de la diferencia del GEMI. El algoritmo se ha probado en tres zonas de estudio para las que se cuenta con perímetros de referencia (Australia, Canadá y California), obteniéndose un error de omisión y comisión global para esas zonas cada uno inferior al 23%, equivalente a los productos estándar MODIS de área quemada. En estos momentos, se calcula para todo el mundo y la serie temporal completa MODIS (2001-2016).

Palabras clave: Área quemada, MODIS, puntos de calor, algoritmo.

Generation of a global burned area algorithm based on MODIS MOD09GQ images for Fire_cci project

Abstract: A global burned area (BA) detection algorithm was generated based on Terra MODIS images. The product uses Red and Infrared bands (R and NIR, bands 1 and 2, respectively), which have the highest resolution of this sensor (250m). The BA algorithm has two phases, in the first one, burned "seeds" are identified, while in the second one contextual criteria are used to better refine the BA patch. Before running the BA algorithm, monthly composites are created, based on daily images, to avoid clouds, artefacts or highly oblique observations. This composite uses active fire date (MCD14 product) and the minimum NIR values as compositing criteria. From the proximity to those hot spots some seed pixels are selected which meet both spectral (NIR reflectance value) and temporal requirements. The BA algorithm is spatially adapted using local statistics from the standard MODIS standard tiles, that is, 4800×4800 pixel windows. After that, the algorithm grows around the seeds using NIR values and GEMI vegetation index difference, in order to obtain burned patches. The final product includes burn detection date and a NIR values and GEMI difference cumulative probability based uncertainty approach. The algorithm has been tested in three zones for which reference perimeters are available (Australia, Canada and California). The obtained global commission and omission errors for these zones are below 23%, similar to the standard MODIS burned area products. Currently, the algorithm is being run globally and for the full time series (2001-2016).

Keywords: Burned area, MODIS, hotspots, algorithm

1. INTRODUCCIÓN

La cartografía de área quemada supone un instrumento clave para evaluar los impactos de las quemaduras agrícolas y forestales, de cara a cuantificar la influencia del fuego en las emisiones de gases de efecto invernadero y la dinámica de la vegetación (Bowman *et al.*, 2009). Por esta razón, se considera como una variable climática esencial (ECV) dentro del programa global de observación climática (GCOS, 2011). En el marco de la iniciativa de cambio climático de la Agencia Espacial

Europea (<http://cci.esa.int/>), el proyecto Fire_cci se dirige a cartografiar áreas quemadas globalmente a partir de distintos sensores, para generar productos que sirvan a las necesidades de los modeladores del clima (Chuvieco *et al.*, 2016).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Algoritmos de área quemada

Las metodologías más usadas para cartografiar área quemada pueden clasificarse en dos grupos: las que

emplean alteraciones térmicas generadas por fuegos activos (conocidos como *hot spots* o HS) (Giglio *et al.*, 2005) y las que se basan en los cambios de reflectividad generados por los efectos de los incendios (fondo carbonizado, pérdida de vegetación, color del suelo...) (Roy *et al.*, 2005; Bastarrika *et al.*, 2011). El primer grupo se basa en el gran contraste térmico del fuego frente al entorno, lo que permite detectar áreas quemadas con mayor fiabilidad que los métodos basados en cambios de reflectividad, pero tienen el inconveniente de que sólo detectan fuegos activos, muy efímeros, mientras los cambios en reflectividad causados por el fuego pueden durar días e incluso años. En consecuencia, los focos calientes solo representan una pequeña parte de la extensión real del área quemada.

Varios autores han propuesto algoritmos híbridos, combinando los HS y los cambios de reflectividad para obtener una estimación más fiable de las áreas quemadas. Los HS facilitan una caracterización estadística de las áreas quemadas y ayudan a evitar errores de comisión debidos a cambios agrícolas, sequías, inundaciones estacionales o sombras (Giglio *et al.*, 2009).

Para este trabajo proponemos un algoritmo híbrido basado en dos fases: semillado, con el objetivo de controlar la comisión, y crecimiento, dirigido a completar las áreas quemadas hasta los bordes. Está basado en trabajos previos aplicados al sensor MERIS (Alonso-Canas y Chuvieco, 2015).

2.2. Generación de imágenes corregidas e índices espectrales

Hemos utilizado como punto de partida las imágenes diarias del sensor MODIS-Terra, concretamente las bandas 1 y 2, situadas en el rojo (R) e infrarrojo cercano (NIR), con una resolución de 250 m (producto MOD09GQ). El NIR es muy sensible a los cambios en la vegetación producidos por el fuego, observándose una considerable caída. Utilizamos también como variable auxiliar el GEMI (*Global Environmental Monitoring Index*, que se ha comprobado en varios estudios como bastante sensible a la detección del quemado (Pereira, 1999). Se ha calculado de la siguiente manera (Pinty y Verstraete, 1992):

$$GEMI = \eta \cdot (1 - 0,25 \cdot \eta) - \frac{(\rho_R - 0,125)}{(1 - \rho_R)}$$
$$\eta = \frac{2 \cdot (\rho_{NIR}^2 - \rho_R^2) + 1,5 \cdot \rho_{NIR} + 0,5 \cdot \rho_R}{(\rho_R + \rho_{NIR} + 0,5)}$$

donde ρ_{NIR} es la reflectividad del NIR y ρ_R es la reflectividad del R.

Como es sabido, el MODIS tiene un efecto angular bastante importante, por ello inicialmente se intentó generar un pre-procesado para paliar el efecto BRDF (*Bi-Directional Reflectance Distribution Function*), ya que la NASA no ha proporcionado hasta ahora ningún producto corregido de este efecto para los dos canales de 250 m. Tras varios ensayos, se decidió obviar esta parte del proceso pues los filtros temporales aplicados suavizaban excesivamente las trayectorias temporales, dificultando

la detección de las manchas quemadas. El efecto BRDF se redujo mediante la generación de compuestos temporales, que extraen para periodos de tiempo determinados los píxeles con mejores condiciones de observación. Para ello, se empleó el producto MOD09GA, que cuenta con la información de calidad de las adquisiciones (*quality flags*). Se seleccionaron los píxeles sin nubes y sin sombras. Se emplearon los productos estándar MODIS organizados en tiles de 4800×4800 píxeles.

Como fuente de información de puntos de calor se empleó el producto MCD14 (c6), en formato vectorial, y como variable de cobertura del suelo el producto Land Cover CCI (<https://www.esa-landcover-cci.org/>). Este producto se empleó para obtener una máscara de clases no combustibles (agua, zonas urbanas, nieve permanente y desiertos).

2.3. Compuesto mensual

Generamos compuestos mensuales de imágenes MODIS utilizando como criterio la fecha más próxima al HS más cercano de cada píxel de la imagen. Para los diez últimos días del mes, se extendió la búsqueda a las imágenes de los 10 primeros días del mes siguiente. Para el día de observación óptima, se obtuvieron los valores de NIR y GEMI correspondientes. En el caso de que algún píxel tuviera 3 o menos observaciones válidas posteriores se le añaden otros 10 días posteriores para buscar mínimos, ya que en varias zonas del mundo la disposición de imágenes es limitada.

2.4. Semillado

En la primera fase de nuestro algoritmo, seleccionamos los píxeles más claramente quemados, que denominamos semillas. Las semillas se obtuvieron a partir de la distribución acumulada de frecuencias (CDF) de los valores NIR en cada una de las escenas a procesar y cada mes, con el objetivo de ajustarlos a las variaciones regionales y temporales de las condiciones de quemado. La base de estas estadísticas fueron los HS, empleando un algoritmo de mínimos locales para situar mejor el píxel con fuego activo en ventanas de 5×5 alrededor de cada HS. Para el cálculo del CDF de lo no quemado se consideraron los píxeles que estuvieran fuera de una ventana 41×41 alrededor de cualquier HS y que no se hubieran quemado en los 6 meses previos. Se consideró un píxel semilla cuando cumplía las siguientes condiciones:

1. Tener un valor inferior al valor umbral de CDF definido como 10% del no quemado (TH_grow) y con un NIR inferior al mes anterior.
2. Contar con al menos 6 píxeles con las mismas características en una ventana de 3×3.
3. Si no se cumplían las dos anteriores, podría todavía ser semilla si el NIR estaba por debajo del 100% del CDF quemado, obtenido a partir de los píxeles que satisfacían 1 y 2, y eran vecinos a esos píxeles.

Ya se demostró en la anterior fase del proyecto la eficacia de usar el 10% como umbral entre lo quemado y no quemado (Alonso-Canas y Chuvieco, 2015). No obstante, se comprobó que la ventana 9×9 usada por

MERIS introducía errores de comisión creando semillas en fenómenos de comportamiento parecido ajenos al incendio, por lo que una ventana 3×3 se consideró más adecuada, manteniendo así la selección de semillas dentro de los límites de la resolución original del producto HS (1000×1000 m). Al mismo tiempo, el umbral se reduce del 10% de no quemado al 100% de quemado (más restrictivo), ya que la probabilidad de quemado se va reduciendo con la distancia al HS.

2.5. Crecimiento

En esta segunda fase el objetivo era detectar las manchas creadas por los incendios a partir de las semillas de la fase anterior. En este caso se pretendía reducir al máximo el error de omisión.

Se partió de las semillas antes detectadas analizándose, sucesivamente, los píxeles vecinos. Se requería cumplir las siguientes condiciones para considerar un píxel como quemado:

1. El NIR del mes observado debería ser menor al del mes anterior.
2. El píxel debería ser vecino a una semilla o a un píxel ya considerado como quemado (en la fase de crecimiento).
3. Además debería cumplirse una de estas dos situaciones:
 - 3.1. Que el NIR fuera inferior al 80% del CDF del quemado.
 - 3.2. Cuando su NIR fuera inferior al umbral TH_grow y la diferencia del GEMI entre el mes observado y el máximo del mes previo fuera al menos mayor que la media observada entre los píxeles quemados y los no quemados.

2.6. Control de comisión

En algunos casos se observó que los criterios anteriores generaban, en algunas situaciones puntuales, un excesivo crecimiento, pasando de semillas aisladas a grandes manchas quemadas, ya fuera, por ejemplo, por tratarse de suelos calientes o muy oscuros. Para evitar ese problema, se aplicó un último filtro que relacionada el número de semillas con la superficie quemada que originaban. Se eliminaron aquellas manchas en las que 1 punto semilla generaba más de 500 píxeles quemados, 2 más de 600 y 3 más de 700. Estos umbrales se definieron empíricamente, comprobándose su validez en distintas regiones. Finalmente, se eliminaron algunas manchas pequeñas mediante la aplicación sucesiva de filtros de erosión y dilatación.

2.7. Incertidumbre

Para el cálculo de la incertidumbre de la detección se emplearon cuatro variables directamente relacionados con el proceso: decil del CDF del NIR, decil de la diferencia de GEMI, cantidad de observaciones disponibles para generar el compuesto mensual y distancia a la semilla más cercana. Se normalizaron cada una de las variables y se calculó el valor medio de esas cuatro variables.

3. RESULTADOS

En el momento de redactar este artículo se está procesando la serie temporal completa (enero 2001 – diciembre 2016), para todo el mundo. Para calibrar el algoritmo hemos empleado tres escenas que corresponden a tres áreas con regímenes de incendio bastante distintos, y para las que disponemos de estadísticas oficiales de ocurrencia del fuego. Se trata del norte de Australia (tile h30v10), del que se dispone una comparativa con la base de datos NAFI (*North Australian Fire Information DB*); el estado de California (tile h08v05), el cual se compara con el FRAP (*Fire and Resource Assessment Program*) y un sector de bosque boreal en Canadá (tile h11v03), del cual se dispone de la base de datos CNFDB (*Canadian National Fire Database*).

La Tabla 1 muestra los errores de omisión y comisión de nuestro producto en las tres áreas indicadas, comparándolo con otros productos globales de área quemada: MCD45 y MCD64 c6.

La nueva versión del producto MCD64 y nuestro algoritmo Fire_cci V5 indican errores parecidos en Australia, donde los tres productos comparados dan buenos resultados. Son mucho peores en las otras dos zonas, con errores de comisión altos, en buena parte como consecuencia de que el año 2008 tuvo muy poca ocurrencia en esa zona. En California aunque el MCD64 tiene una mayor omisión, lo compensa con una comisión muy reducida (0,15) frente al 0,28 del producto Fire_cci V5. En cambio en Canadá, donde predominan los incendios pequeños el producto Fire_cci V5 es considerablemente mejor.

Tabla 1. Errores de comisión y omisión del producto FIRE_CCI V5 y el MCD64 (c6) para 2008 los tres tiles de estudio y la suma de las tres para esas zonas.

Comisión	AUSTRALIA	CALIFORNIA	CANADA
Fire_cci V5	0.15	0.28	0.80
MCD64	0.13	0.15	0.96
MCD45	0.10	0.36	0.97

Omisión	AUSTRALIA	CALIFORNIA	CANADA
Fire_cci V5	0.22	0.20	0.65
MCD64	0.23	0.26	0.78
MCD45	0.34	0.48	0.88

Global	Comisión	Omisión
MCD45	0.11	0.35
MCD64 (C6)	0.14	0.23
Fire_cci V5	0.15	0.22

También disponemos de los primeros resultados globales de este algoritmo para 2008, que ofrece una superficie quemada global de algo más de 4 millones de km². El mayor aporte de área quemada se sitúa en regiones tropicales, principalmente en África, seguido del norte de Australia, centro de Brasil, las llanuras de Colombia y Venezuela y SE de Asia.

4. DISCUSIÓN

Este artículo representa la continuidad del proyecto Fire_cci de la Agencia Espacial Europea con la generación de un nuevo producto global de área quemada, siguiendo las pautas marcadas por el algoritmo creado para el sensor MERIS. Además de mejorar el algoritmo anterior, este producto de área quemada facilitará una serie temporal más larga, al incorporar la serie histórica MODIS desde enero 2001 a diciembre de 2016. Al tener una mayor resolución se aspira a detectar incendios de hasta 25 ha frente a las 100 ha del MCD64, por lo que, este producto debería de permitir obtener una estimación más certera del área quemada a escala global, particularmente por ser más sensible a incendios pequeños.

Esta mejora en la resolución hace que en lugares donde predominan los incendios pequeños el Fire_cci V5 sea capaz de conseguir menores errores de comisión y omisión.

Sin embargo, se ha observado que a nivel global hay muchas zonas (Borneo, Colombia, Venezuela...) en las que el descarte de HS se da una forma masiva (miles de HS), perdiendo grandes cantidades de incendios. Este fenómeno se debe a que, por un lado, esas zonas carecen de la cantidad de imágenes necesarias para generar compuestos de calidad y, por el otro, porque en muchas zonas del mundo los HS representan incendios muy pequeños que la resolución del Fire_cci V5 no es capaz de detectar. Numerosos autores han afirmado que el aporte de los incendios pequeños al área total de quemado a nivel global es más importante de lo que hasta ahora se pensaba (Randerson *et al.*, 2012), por lo que las estimaciones de área quemada incluyen todavía un notable margen de incertidumbre.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Alonso-Canas, I., Chuvieco, E. 2015. Global Burned Area Mapping from ENVISAT-MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, 163, 140-152.
- Bastarrika, A., *et al.* 2011. Automatic Burned Land Mapping From MODIS Time Series Images: Assessment in Mediterranean Ecosystems. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 49(9), 3401-3413.
- Bowman, D.M.J.S., *et al.* 2009. Fire in the Earth system. *Science*, 324(5926), 481-484.
- Chuvieco, E. *et al.* 2016. A new global burned area product for climate assessment of fire impacts. *Global Ecology and Biogeography*, 25(5), 619-629.
- Gcos 2011. *Systematic observation requirements for satellite-based products for climate, 2011 update*. Geneva, Switzerland, World Meteorological Organization.
- Giglio, L. *et al.* 2009. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. *Remote Sensing of Environment*, 113(2), 408-420.
- Giglio, L. *et al.* 2005. Global estimation of burned area using MODIS active fire observations. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5, 11091-11141.

- Pereira, J.M.C. 1999. A Comparative Evaluation of NOAA/AVHRR Vegetation Indexes for Burned Surface Detection and Mapping. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 37(1), 217-226.
- Pinty, B., Verstraete, M.M. 1992. GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. *Vegetatio*, 101, 15-20.
- Randerson, J. *et al.* 2012. Global burned area and biomass burning emissions from small fires. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* (2005–2012), 117 - G04012, 1-23.
- Roy, D., *et al.* 2005. Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. *Remote Sensing of Environment*, 97, 137-162.

Evolución espacio-temporal de la estructura del paisaje de áreas incendiadas mediante teledetección: efecto de las repoblaciones forestales

Ariza Pastrana, A. ⁽¹⁾, Merino de Miguel, S. ⁽²⁾, Salas Rey, J. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente (Universidad de Alcalá), C/ Colegios, 2 Alcalá de Henares 28801 España, alexander.ariza@edu.uah.es, javier.salas@uah.es

⁽²⁾ ETSI de Montes, Forestal y del Medio Natural (Universidad Politécnica de Madrid), Ciudad Universitaria s/n Madrid 28040 España, silvia.merino@upm.es

Resumen: Los incendios forestales causan la destrucción de la cubierta vegetal, alterando la estructura del paisaje en un grado que suele estar correlacionado con la severidad del incendio. La teledetección puede jugar un papel preponderante en el estudio de estas alteraciones, en el corto, medio y largo plazo. Este trabajo analiza los cambios espacio-temporales ocurridos en la estructura del paisaje relacionados con el nivel de severidad del incendio forestal de Pantano de San Juan (Madrid) de junio de 2003 (857 ha), mediante imágenes Landsat-TM, ETM+ y OLI, durante el periodo 2002 a 2016. La metodología ha consistido en el cálculo del índice de campo GeoCBI y del índice espectral RBR (*Relativized Burn Ratio*) para la estimación de la severidad, así como del índice NBR (*Normalized Burned Ratio*) para el cálculo de métricas de textura extraídas de la matriz de co-ocurrencia (GLCM) y de la dimensión fractal (DF). Los resultados permiten cuantificar el efecto espacio-temporal del incendio sobre la estructura del paisaje, evidenciando la relación directa entre el nivel de severidad y el grado de homogeneidad, así como el escaso efecto que las repoblaciones forestales han tenido en la estructura del paisaje casi 10 años después.

Palabras clave: Severidad, GeoCBI, NBR, RBR, estructura del paisaje, dimensión fractal.

Abstract: Forest fires cause the destruction of the vegetation cover, altering the structure of the landscape to a degree that is often correlated with the severity of the fire. Therefore, remote sensing plays a preponderant role in the study of these alterations, in the short, medium and long term. This work analyzes the spatial and temporal changes that occurred in the landscape structure related to the severity of the forest fire in the San Juan marsh (Madrid) in June 2003, with an affected area of 857 ha, using Landsat-TM images, ETM+ and OLI, during the period from 2002 to 2016. The methodology consisted in the calculation of the GeoCBI field index and the Relative Burn Ratio (RBR) for severity estimation, as well as the Normalized Burned Ratio (NBR), for the calculation of texture metrics extracted from the co-occurrence matrix (GLCM) and the fractal dimension (DF). The results allow quantification of the spatial-temporal effect of the fire on the structure of the landscape, evidencing the direct relationship between the level of severity and the degree of homogeneity, as well as the scarce effect that management has had on the structure of the landscape almost 10 years later.

Keywords: Severity, GeoCBI, NBR, RBR, landscape structure, fractal dimension.

1. INTRODUCCIÓN

Durante los últimos años ha cobrado gran importancia el estudio de patrones y procesos ecológicos en el análisis de los incendios forestales, incluyendo nuevos puntos de vista, como la dinámica espacial a lo largo de paisajes naturales, o la influencia de la heterogeneidad espacial sobre procesos bióticos y abióticos. Esta dinámica de los efectos de los incendios sobre el paisaje está relacionada con las distribuciones espaciales y temporales de la biomasa, que influye directamente en la propagación del fuego, inhibiendo su avance allí donde la biomasa es escasa o demasiado húmeda, o permitiendo que el fuego se propague cuando las condiciones sean favorables para la combustión (Mckenzie *et al.*, 2011).

La severidad hace referencia a la magnitud o grado de cambio ecológico provocado por el fuego sobre el medio, siendo éste un factor clave en la estimación del impacto de los incendios en los paisajes. Las evaluaciones de la severidad del fuego se pueden realizar mediante índices capaces de estimar valores de severidad en múltiples estratos de vegetación sobre una parcela de muestreo en

campo, como el denominado “Composite Burn Index” (CBI) (Key y Benson, 2006), o a partir de datos de teledetección. De Santis y Chuvieco (2008) proponen una versión modificada del CBI, llamado GeoCBI “Geometrically structured Composite Burn Index”, diseñado con el fin de mejorar la validación y calibración de las mediciones mediante datos obtenidos por teledetección. La estimación de la severidad es cuantificable mediante técnicas de teledetección a partir del análisis de cambio en los valores de reflectividad de los píxeles antes y después del incendio. Con este objetivo, se han utilizado sensores multispectrales e hiperspectrales (Landsat TM, ETM+ y OLI; MODIS; HYPERION; AVIRIS), siendo Landsat uno de los satélites más ampliamente aceptados, ya que proporciona una resolución espectral y espacial adecuada para la discriminación de la severidad del fuego a nivel de paisaje. Dentro de los índices espectrales más utilizados se encuentran el NDVI, que combina la información del rojo (pR) e infrarrojo cercano (pNIR), y el NBR, que utiliza las regiones del infrarrojo cercano y el infrarrojo de onda corta (SWIR: 2,09 – 2,35 μm), y que mide la respuesta

espectral de los daños producidos en los tejidos de la hoja por la pérdida en el contenido de humedad y clorofila (Roy et al., 2005). Habitualmente la severidad se define sobre un enfoque temporal, lo que genera índices diferenciales como el dNBR (*Differenced Normalized Burn Ratio*), y variantes del mismo que mejoran el ajuste y precisión, como el RBR, que ofrece una mayor correspondencia con los datos de campo mediante un factor de ajuste del NBR pre-incendio (Parks et al., 2014).

Por otra parte, los métodos de cuantificación de la estructura del paisaje pueden ser empleados con el fin de medir los efectos del fuego en la dinámica espacial del paisaje post-incendio. En este sentido, se pueden utilizar imágenes continuas derivadas de bandas multispectrales o de índices, las cuales permiten la extracción de características texturales de contexto y de autocorrelación espacial. Dichas características se derivan de la matriz de co-ocurrencia (GLCM) (Van der Meer, 2012), así como de la dimensión fractal (DF), que mide la complejidad espacial a través de la relación angular de cada segmento dependiente.

Este trabajo examina la relación entre el nivel de severidad del incendio y los patrones de textura generados a consecuencia del fuego, en el período 2002-2016, para un incendio forestal sucedido en 2003. Además, analiza la relación directa con las actividades de manejo post-incendio llevadas a cabo en la zona de estudio, con el fin de entender los cambios espacio-temporales de la estructura y heterogeneidad espacial generada en la vegetación post-incendio, y ver los efectos directos de la gestión forestal.

2. MATERIALES

2.1. Imágenes de satélite

Los análisis se han realizado sobre 12 imágenes Landsat TM, ETM+ y OLI, captadas entre 2002 y 2016, de la zona afectada por el incendio de 857 ha, ocurrido el 26/06/2003 en el Pantano de San Juan (Madrid). Todas ellas se descargaron del servidor Glovis del USGS. Las imágenes fueron corregidas atmosféricamente a reflectividad superficial, mediante el modelo físico ATCOR. También se aplicó una corrección topográfica a partir del DEM de 30 m, para la compensación de iluminación por sombras.

2.2. Parcelas de campo

Se muestrearon 61 parcelas de 30x30m para determinar el CBI. Los valores de CBI fueron transformados posteriormente a valores de GeoCBI, a partir de los valores de fracción de cobertura vegetal (FCOV) y el porcentaje de cambio del índice de área foliar (LAI) recogidos en campo. Los valores de GeoCBI fueron clasificados en cuatro niveles de severidad (no quemado, severidad baja, media y alta). La Figura 1 muestra el perímetro del incendio y la ubicación de los puntos de muestreo de GeoCBI y los puntos de control.

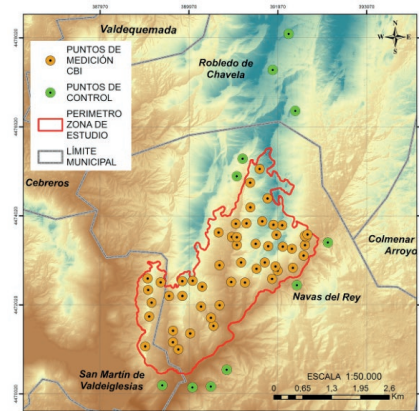


Figura 1. Localización de las parcelas de muestreo.

2.3. Planes de manejo

A partir de la revisión de los planes de manejo de los Montes de Utilidad Pública (MUP), así como de las propias visitas y entrevistas con funcionarios y agentes Medioambientales de la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, a quienes agradecemos su amable colaboración, se derivó la información referente a las labores de gestión realizadas sobre el área de estudio. La mayor parte de las actividades de restauración ejecutadas sobre los montes del incendio entre 2003 y 2007, consistieron en el apeo de rodales y en la ejecución de repoblaciones, en función de una zonificación de la superficie afectada en unidades homogéneas desde el punto de vista edafológico, fisiográfico, de vegetación y administrativo (Figura 2). A partir de esta zonificación se realizó una medición de la textura del paisaje en función del porcentaje de intervención, separando aquellas áreas no intervenidas de las zonas manejadas, éstas últimas en función de la superficie sobre la que se había intervenido, que variaba entre un 10% y un 85%.

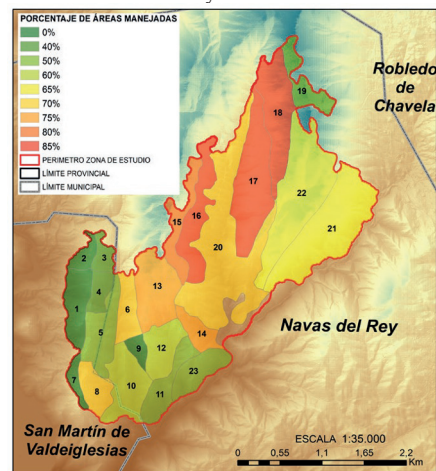


Figura 2. Plan de manejo y rodales de repoblación.

3. METODOLOGÍA

La metodología empleada en el presente trabajo se puede resumir en la Figura 3.

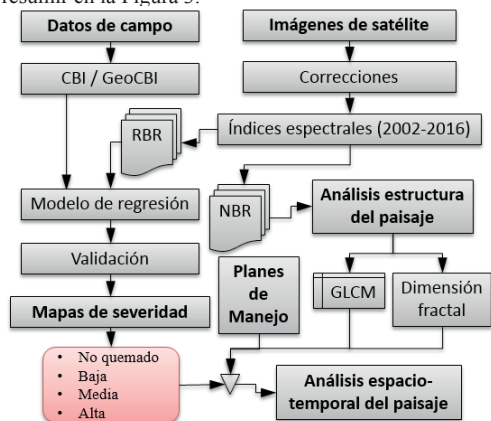


Figura 3. Metodología empleada en el análisis de estructura espacial por incendios forestales.

3.1. Cartografía de severidad

El mapa de severidad se obtiene mediante la aplicación de un modelo de regresión lineal, a partir de los datos de GeoCBI como variable dependiente y los valores del índice espectral RBR como variable explicativa, generado a partir de una escena pre-incendio del 10/06/2003 y otra post-incendio del 06/07/2003. Los datos de campo se dividieron en dos grupos, el primero (80%) se empleó como los datos de ajuste en el modelo de regresión. El 20% restante se utilizó para la validación de los resultados en función de su RMSE y el valor del índice Kappa. A partir de los valores estimados de GeoCBI, se definieron 4 categorías de severidad: No quemado (0,0 y <0,1), severidad baja ($\geq 0,1$ y <1,24), severidad media ($\geq 1,24$ y <2,24), y severidad alta ($\geq 2,24$ y $\leq 3,0$).

3.2. Caracterización de la estructura espacial

Se utilizó la matriz de co-ocurrencia (GLCM) como técnica de medición para el cálculo de parámetros texturales a partir del arreglo matricial que poseen los píxeles sobre la imagen (P_{ij}), pudiendo determinar la dependencia espacial de los niveles de gris de cada píxel. Los elementos de esta matriz representan las frecuencias relativas de los valores (i y j) de cada combinación espacial entre dos píxeles (píxel central y píxel adyacente), separados una distancia d , en todas las direcciones entre los píxeles analizados a través de una ventana móvil de 3×3 . Sobre esta matriz se calcularon 8 medidas de textura de primer y segundo orden: homogeneidad, contraste, disimilitud, media, desviación estándar, entropía, segundo momento angular (SMA) y correlación, generando un total de 96 imágenes de textura extraídas a partir del NBR entre 2002 y 2016. Por otro lado, se calculó la dimensión fractal mediante la técnica de paso único, desarrollada originalmente para

medir la dimensión fractal de líneas (Eastman, 1985). El procedimiento considera cada segmento de pendiente para proporcionar un ángulo subyacente que puede ser considerado como el ángulo generador de la forma fractal. Esta medida fue extraída para cada una de las imágenes del NBR, a través de un Kernel de 3×3 .

Las anteriores medidas de estructura del paisaje se analizaron en función de las 4 categorías demarcadas por el mapa de severidad, calculando la correlación de Pearson (r) entre cada una de las medidas de textura e imágenes de dimensión fractal, para cada uno de los niveles de severidad entre 2002 y 2016.

3.3. Efecto de los planes de manejo

Una vez obtenidos los mapas de severidad se analizan estadísticamente los efectos que se producen sobre las zonas que poseen planes de manejo post-incendio, así como en las áreas no intervenidas, cuantificando el efecto de las métricas de heterogeneidad, homogeneidad y complejidad espacial. Estas medidas determinan en qué grado los planes de manejo implementados en las áreas afectadas han modificado la estructura espacial del paisaje, o si por el contrario estas actividades han sido infructuosas y no han representado una influencia marcada sobre el paisaje.

4. RESULTADOS

4.1. Cartografía de severidad

La Figura 4 muestra la cartografía de severidad obtenida mediante el modelo de regresión lineal aplicado sobre los valores de GeoCBI y el índice RBR. En términos generales, los valores de severidad de GeoCBI se concentran en mayor medida sobre la categoría de severidad alta, con un valor medio para la zona del incendio de 2,27, ofreciendo los valores más altos las zonas con vegetación herbácea y los matorrales de encina.

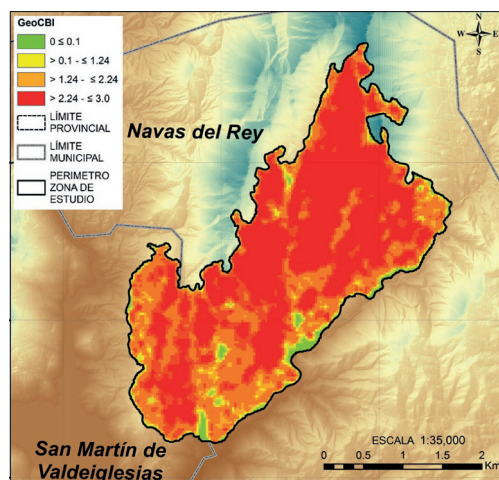


Figura 4. Mapa de severidad (GeoCBI / RBR).

El modelo de regresión presenta una correlación de Pearson significativa del 0,89 y un error RMSE de 0,43, mediante la ecuación de ajuste:

$$\text{GeoCBI} = 0,11 + 5,44 \times \text{RBR}$$

La precisión de los resultados ofrece un error de omisión de la clase de severidad media de un 20% y de comisión de la clase de severidad alta de 16,6%. La precisión general de este modelo alcanzó un 92,3%, con un intervalo de confianza del 95% (73,97 - 110,63%), un estadístico de Kappa de 0,89, con una varianza global de Kappa de 0,013.

4.2. Estructura del paisaje

Los resultados obtenidos mediante la matriz GLCM muestran que las variables texturales son muy sensibles al efecto del fuego (2003-pre y 2003-post). Las métricas de textura relacionadas con la uniformidad del paisaje adquirieron valores altos tras el incendio. Es decir, tanto la homogeneidad como el segundo momento angular-SMA aumentaron considerablemente, llegando a tener los valores más altos de la serie. Por otra parte, la medida de correlación indica valores bajos, ya que el incendio ocasiona que se presente una textura local muy similar. La Figura 5 muestra los valores de la métrica de homogeneidad en función del nivel de severidad y periodo analizado. Se observa cómo la estructura del paisaje tiene una relación directa con la severidad, es decir, a medida que aumenta el nivel de severidad se presentan cambios más pronunciados en las medidas de uniformidad espacial evidenciados a través de la homogeneidad y SMA.

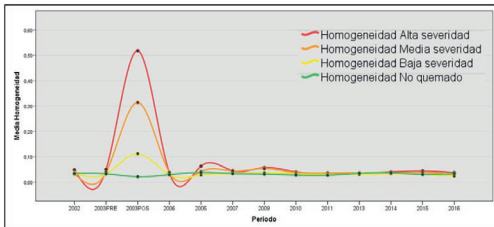


Figura 5. Serie temporal de las métricas de textura de homogeneidad en función del nivel de severidad.

En el caso de la dimensión fractal se puede apreciar una disminución en los valores en la imagen post-incendio del 2003 que llegan hasta un valor mínimo de 2,01, lo que indica la presencia de áreas con poca complejidad espacial. Estos valores coinciden con zonas donde la cobertura vegetal ha reducido su vigor a causa del fuego, contribuyendo de esta manera con la disminución en la geometría de las cubiertas quemadas. Se trata de un comportamiento propio de grandes áreas incendiadas donde la vegetación toma formas muy simples y regulares. Su valor aumenta en los periodos post-incendio (2003-post - 2016) hasta alcanzar valores máximos de 2,22, evidenciando una clara relación de la complejidad de las formas con la recuperación de la vegetación analizada a través de las imágenes.

4.3. Efecto de los planes de manejo sobre la estructura del paisaje y la severidad

Los resultados de las matrices de correlación no muestran diferenciación entre las zonas manejadas y no manejadas, exceptuando la DF, la cual muestra una disminución en los valores de parcelas intervenidas con una disminución del RMSE de 0,051 (Tabla 1).

Tabla 1. Matriz de correlación r de Pearson, para medidas de textura entre las zonas de manejo.

	Áreas no manejadas			
	H	SAM	DF	
Áreas manejadas	H	0,985	0,988	-0,672
	SMA	0,994	0,997	-0,707
	DF	-0,672	-0,939	0,747

H: homogeneidad, SMA: Segundo momento angular y DF: Dimensión fractal.

5. CONCLUSIONES

El índice RBR ofrece un buen ajuste y precisión con las mediciones de severidad realizadas en campo (CBI/GeoCBI), presentando una mayor separabilidad espectral que otros índices, como el NBR, dNBR o RdNBR.

El análisis de la estructura del paisaje a partir de métricas de textura derivadas de la GLCM permitió caracterizar y cuantificar el efecto homogeneizador del fuego, marcando una correlación positiva entre el grado de severidad y los cambios ocurridos en la estructura del paisaje como consecuencia del fuego.

El análisis estadístico no ofreció cambios significativos en la medición del paisaje provocados por el nivel de manejo o actividades post-incendio, lo que evidencia el poco éxito de los planes de repoblación, debidos probablemente a las condiciones climatológicas de la zona.

6. BIBLIOGRAFÍA

- De Santis A., Chuvieco E. 2008. Comparative analysis of different satellite-borne sensors to map burn severity in the Riba de Saelices (Guadalajara) fire, *Revista de Teledetección*, 29, 25-37.
- Key C., Benson N. 2006. *Landscape assessment (LA): Sampling and analysis methods*. USDA Forest Service General Technical Report RMS-GTR-164-CD 1-55.
- Mckenzie, D. et al. 2011. Submitted to Springer for publication in book : 1. *Toward a Theory of Landscape Fire*.
- Parks S.A. et al. 2014. A new metric for quantifying burn severity: The relativized burn ratio. *Remote Sensing* 6, 1827-1844.
- Roy D.P. et al. 2005. Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. *Remote Sensing of Environment*, 97, 137-162.
- Van der Meer, F. 2012. IntRemote-sensing image analysis and geostatistics. *International Journal of Remote Sensing*, 33(18), 5644-5676.

Cartografía anual de incendios forestales (1985-2015) en el Noroeste de España a partir de serie temporal de datos Landsat y algoritmo Composite2Change

Gómez, C. ⁽¹⁾, Hermosilla, T. ⁽²⁾, Martínez-Fernández, J. ⁽¹⁾, Montes, F. ⁽¹⁾, Aulló-Maestro, I. ⁽¹⁾, White, J. C. ⁽³⁾,
Wulder, M. A. ⁽³⁾, Coops, N. C. ⁽²⁾, Vázquez, A. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ INIA, Centro de Investigación Forestal, Ctra. La Coruña km 7,5, 28040 Madrid, España.

⁽²⁾ Integrated Remote Sensing Studio, Department of Forest Resources Management, University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada.

⁽³⁾ Canadian Forest Service (Pacific Forestry Centre), Natural Resources Canada, Victoria, BC, Canada.

Resumen: El fuego es causa de importantes cambios en los bosques mediterráneos. La Administración forestal española actualiza sistemáticamente desde 1968 una base de datos de incendios forestales. Mediante partes individuales de incendio se identifica el tipo de cobertura y la extensión afectada sin precisar explícitamente su localización, necesaria para comprender las interacciones entre el régimen de incendios y los factores que lo determinan. Actualmente la teledetección es la herramienta más efectiva para cartografiar cambios en el paisaje a mediana o gran escala. En este trabajo se utilizó una serie anual de datos Landsat (path/row 203/031) del periodo 1984-2016 para cartografiar incendios forestales de ≥ 0.5 ha en 10700 km² centrados en la comarca de Sanabria. Las imágenes originales captadas en Septiembre y disponibles en los repositorios del USGS y la ESA se alinearon geométricamente y se normalizaron con *Iteratively Reweighted Multivariate Alteration Detection* (IR-MAD) antes de la creación de compuestos libres de nubes y sombras. *Composite2Change* (C2C), un algoritmo desarrollado en Canadá para identificación y caracterización de cambios en el paisaje forestal, incluyendo perturbaciones y recuperación de la vegetación, se aplicó para desarrollar la cartografía. C2C identifica los píxeles afectados por el fuego por un descenso drástico en la serie temporal de valores del índice *Normalized Burn Ratio* (NBR), agregando píxeles similares y adyacentes mediante filtros espaciales. La cartografía fue validada mediante análisis visual y confrontación con datos estadísticos oficiales. La serie anual de 31 mapas sirvió para caracterizar el régimen de incendios, identificando los periodos más intensos y las zonas más afectadas. Los resultados demuestran la utilidad de la teledetección para aplicaciones de cartografía forestal a gran escala. Gracias a la disponibilidad de datos Landsat, históricos y actuales, la metodología es aplicable a escala nacional, pudiendo proporcionar información valiosa para la investigación, la gestión, y la planificación.

Palabras clave: cartografía anual de incendios, serie temporal Landsat, C2C.

Annual cartography of fire (1985-2015) in forest areas of the NW Spain mapped with time series of Landsat data and Composite2Change

Abstract: Fire is a major driver of landscape change in Mediterranean forest areas. The Spanish Forest Administration holds a long term database of fire events occurred in the national territory since 1968. Individual fire reports document the extension and land cover type affected, but lacks the explicit location and surface affected, necessary to understand the interactions between fire regime and fire drivers. Remote sensing offers the most effective way to map disturbances such as fire at broad scales. A time series of annual Landsat data (path/row 203/031) spanning the period 1984-2016 has been used to produce annual cartography of forest fire events of size over 0.5 ha in an area of 10700 km² centred in Sanabria (Spain). Original images captured in September and available in the USGS and ESA repositories were geometrically aligned and radiometrically normalized with the *Iteratively Reweighted Multivariate Alteration Detection* (IR-MAD) prior to production of image composites free of clouds and shadows. *Composite2Change* (C2C), an algorithm developed in Canada for identification and characterization of forest disturbance and recovery was used to produce the annual fire cartography. C2C identifies burnt pixels by a drastic drop of the *Normalized Burn Ratio* (NBR) values in the temporal series, and aggregates them through spatial filters. The process of map validation included visual analysis and comparison with official fire statistics. The annual series of 31 maps served as base for characterization of the fire regime, identifying intense periods and the most affected areas. Our results demonstrate the usefulness of remote sensing to produce forest cartography at broad scale. Thanks to the availability of historical and current Landsat data, this methodology is applicable at national scale, providing valuable information for research and management.

Keywords: annual fire cartography, time series Landsat, C2C.

1. INTRODUCCIÓN

El fuego es una de las mayores causas de perturbación del paisaje mediterráneo, afectando a la composición,

estructura y dinámica de la vegetación. En España 160.000 ha de terreno forestal se ven afectadas por incendios anualmente, habiéndose quemado $4,8 \times 10^6$ ha

en el periodo 1984-2014 (MAPAMA, 2017). A pesar de contar con una base de datos de incendios asignados a una cuadrícula de 10×10 km desde 1974 (Vázquez de la Cueva, 2016), en España no existe cartografía histórica que identifique con detalle espacial la extensión y distribución de los fuegos. Conocer los patrones de distribución y frecuencia de los incendios es importante para la planificación forestal, así como para entender las interacciones entre el régimen de incendios y los factores que lo determinan. Por tanto el desarrollo de cartografía anual de incendios forestales es una necesidad.

La teledetección es la única herramienta capaz de identificar de manera explícita la localización y extensión de las áreas quemadas. Los datos Landsat son los más adecuados para realizar una cartografía histórica de incendios, gracias a sus 45 años de continuidad, su resolución espacial (30 m) y espectral, y el acceso gratuito a los datos de archivo del United States Geological Survey—USGS, y la Agencia Espacial Europea—ESA (Woodcock et al., 2008, Drusch et al., 2012). Para cartografiar incendios en áreas reducidas o periodos cortos, los métodos basados en una única imagen (e.g. Quintano et al., 2006 con análisis de mezclas espectrales) o en dos imágenes (e.g. Verdú y Salas, 2010 mediante valores umbral de cambio) pueden ser suficientes. Sin embargo, las técnicas bitemporales no son aptas para caracterizar los patrones y tendencias temporales del régimen de incendios. Asimismo, para elaborar de forma periódica y con métodos robustos y consistentes en el tiempo la cartografía basada en imágenes de satélite es necesario automatizar su elaboración. Bastarrika et al. (2014) desarrollaron y aplicaron un algoritmo semiautomático en dos fases para cartografiar con datos Landsat bitemporales áreas quemadas en España, Portugal y California. Las técnicas de identificación de cambios en el paisaje (e.g. incendio) utilizando datos bitemporales, mediante comparación de índices espectrales (e.g. *Normalized Burnt Ratio*—NBR) antes y después están siendo superadas en eficiencia por el análisis de series temporales de datos anuales. En países extensos como Australia o Canadá se han desarrollado métodos automáticos para la elaboración de bases de datos de incendios basadas en series temporales Landsat (Goodwin y Collett, 2014) demostrando el valor de los archivos históricos y la capacidad de las técnicas de análisis. Para conseguir series anuales de datos Landsat con cobertura completa libre de nubes y otros elementos atmosféricos, se hace necesario aplicar técnicas de composición de imágenes, tratando los datos Landsat a nivel de observación por píxel en vez de por escena (Hansen et al., 2014).

Motivados por la disponibilidad de imágenes Landsat históricas y actuales en los archivos de USGS y ESA, en este trabajo exploramos la capacidad del algoritmo C2C—desarrollado para identificar cambios en el paisaje forestal de Canadá—para desarrollar cartografía de incendios en zona forestal mediterránea. Las condiciones especiales de disponibilidad y pre-procesado de datos

requieren adaptar la metodología al caso particular de España, donde el archivo ESA tiene gran relevancia.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La zona elegida para evaluar la metodología C2C corresponde con la escena Landsat identificada por el path/row 203/031, una región con alta incidencia del fuego. De la superficie total (38000 km²), aproximadamente un tercio (10700 km²) corresponde a la zona centrada en la comarca de Sanabria (provincias de Lugo, Orense, León y Zamora) cubierta por 107 cuadrículas de malla 10×10 km (Figura 1) y parte a territorio portugués del cual no se disponen de datos de contabilidad de incendios. La cartografía se realiza en zona forestal, identificada en un proceso combinado basado en datos espectrales y el mapa forestal español (MFE50).

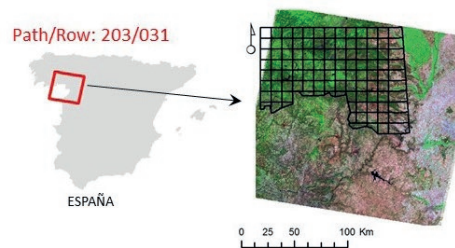


Figura 1. Localización del área de estudio con malla 10×10 km de la base de datos de incendios disponible superpuesta.

2.1. Imágenes Landsat y creación de productos compuestos

Se utilizaron 66 imágenes obtenidas entre 1984 y 2016 disponibles en los archivos Landsat del USGS (38 imágenes) y ESA (28 imágenes), para construir una serie anual de datos completa, libre de nubes y otros obstáculos atmosféricos. Para elaborar los compuestos anuales la fecha de adquisición preferente es el 15 de Septiembre—DOY 259 (un compromiso entre el final de la temporada de incendios y las condiciones adecuadas de iluminación solar). Los datos de reflectancia del USGS y los niveles digitales de la ESA se normalizaron temporalmente mediante IR MAD (Canty y Nielsen, 2008) tomando como referencia una imagen completamente libre de nubes de 2009. Para optimizar el ajuste geométrico de la serie, los datos procesados por ESA se ajustaron a los de USGS. Finalmente se trabajó con una serie anual (1984-2016, o sea 33 años) de >43 millones de píxeles con datos de reflectancia temporalmente normalizados.

2.2. Composite2Change

El algoritmo Composite2Change (C2C) ha sido desarrollado para caracterizar la dinámica forestal en los bosques canadienses (Hermosilla et al., 2016). En su versión completa selecciona de forma automática los datos óptimos de reflectancia pre-procesados por USGS,

de acuerdo a unas reglas de preferencia que incluyen sensor, DOY y criterios atmosféricos. Tras la combinación de observaciones óptimas por píxel y un proceso de identificación y sustitución mediante interpolación espacio-temporal de valores-ruido, C2C obtiene una serie anual espacial y temporalmente completa de observaciones libres de nubes, sombras, neblina y humo. C2C analiza la secuencia espectro-temporal de cada píxel identificando tendencias y cambios drásticos (Hermosilla *et al.*, 2015) y agrega los píxeles sujetos a cambio similar mediante análisis contextual.

2.3. Validación

Las 31 capas ráster de polígonos identificadores de incendios se contrastaron de manera individual con los datos Landsat originales y con los datos de NBR mediante análisis visual experto, para evaluar su calidad. Se estableció una muestra aleatoria anual de 30 polígonos identificados como área quemada por C2C para evaluar su precisión espacial y temporal. La base de datos numérica se comparó con las estadísticas oficiales.

3. RESULTADOS

3.1. Imágenes compuestas

El DOY promedio de los 34 anualidades de datos compuestos por imágenes originales es 243 (30 de agosto). En cada década se utilizaron 12, 18, 18 y 18 imágenes para conseguir el mejor compuesto de datos posible con un porcentaje de procedencia según archivo (USGS y ESA) (Figura 2) que refleja las circunstancias históricas del programa Landsat y la necesidad de combinar ambos archivos.

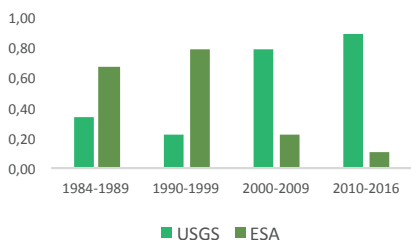


Figura 2. Proporción de imágenes Landsat de los distintos archivos utilizadas en este trabajo.

3.2. Cartografía

El resultado de esta metodología es una cartografía anual de incendios (31 años) en zona forestal, que permite conocer la localización y extensión de los incendios $\geq 0,5$ ha de forma explícita. Todos los años se identificaron perturbaciones, indicando la alta incidencia de los incendios en esta región y demostrando la calidad de la normalización temporal de los datos. Los resultados coinciden con la base de datos oficial en identificar el quinquenio 1996-2000 como el de mayor número de fuegos y mayor superficie afectada.

Esta base de datos espacio-temporal permite realizar resúmenes por periodos de tiempo (e.g. anual, decenal) o espacio (e.g. municipio, comarca) de interés para compilar informes y contrastar con las estadísticas oficiales. Los patrones espacio-temporales contribuyen a la caracterización del régimen de incendios localmente, y a la identificación de los factores que lo favorecen mediante análisis conjunto con datos climáticos y de gestión.

4. DISCUSIÓN

La disponibilidad de datos Landsat sin coste económico facilita el desarrollo de cartografía actual e histórica a escala regional y global, en particular cartografía de incendios forestales. Para obtener series históricas anuales de datos sobre la superficie española es necesario combinar datos de los archivos de USGS y ESA, que aunque sujetos a procesamiento inicial diferente pueden combinarse mediante algoritmos de normalización temporal y ajuste geométrico. El archivo histórico de imágenes Landsat permite elaborar cartografía e identificar relaciones de variables espectrales con parámetros forestales con carácter retrospectivo, aplicando las técnicas y la capacidad de computación actual a datos tomados hace tres o cuatro décadas.

Las series temporales de datos facilitan el estudio de parámetros forestales (Banskota *et al.*, 2014) y son especialmente prácticas para la identificación de perturbaciones (Kennedy *et al.*, 2010). En el desarrollo de cartografía, las principales ventajas del análisis de series temporales sobre metodologías basadas en el análisis de datos bitemporales incluyen la identificación de patrones y tendencias, así como la consistencia en la identificación de procesos de cambio (Gómez *et al.*, 2011). Además, la alta frecuencia de datos permite identificar perturbaciones de menor extensión o donde la recuperación de la vegetación modifica rápidamente la señal espectral. Las series temporales permiten a su vez conocer la estructura forestal previa a una perturbación y su recuperación posterior mediante análisis temporal, mejorando el conocimiento de la dinámica forestal. El análisis de series espectro-temporales puede ayudar también en la estimación de la intensidad y severidad de los incendios. La frecuencia temporal de datos prometida por Landsat y Sentinel, y su presumible compatibilidad ofrece oportunidades para caracterizar en detalle los procesos de cambio a escala temporal frecuente (2-5 días), para mejorar el conocimiento de las causas y consecuencias de los incendios, y para una evaluación más completa de los flujos de carbono forestales.

Los resultados cartográficos de este trabajo permiten el análisis de los patrones espacio-temporales y las tendencias del régimen de incendios en la zona de estudio. Estos datos serán integrados con datos de topografía, tipo de vegetación, clima y gestión para estudiar las interacciones de todos estos factores.

5. CONCLUSIONES

Para producir cartografía retrospectiva del territorio español basada en imágenes Landsat es necesario combinar datos de los archivos USGS y ESA, demostrando el valor de los acuerdos históricos de colaboración. Gracias a la disponibilidad de datos históricos y a las nuevas técnicas de análisis de datos es posible elaborar cartografía histórica de incendios y otros procesos de cambio del paisaje. Para España, una cartografía histórica de incendios a escala nacional sería de gran interés a efectos de gestión y planificación forestal. La metodología aplicada en esta zona piloto es extensible a superficies extensas, constituyendo una opción para la elaboración de cartografía anual de incendios a escala nacional y regional.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realiza dentro de los Proyectos AGL2013-46028-R “La gestión forestal frente a los cambios en la dinámica de los ecosistemas forestales: un enfoque multiescala” y AGL2016-76769-C2-1-R “Influencia del régimen de perturbaciones y la gestión en el balance de carbono, estructura y dinámica de las masas forestales”, financiados por el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Banskota, A., Kayastha, N., Falkowski, M.J., Wulder, M.A., Froese, R.E., White, J.C. 2014. Forest monitoring using Landsat time series data: a review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 40, 362-384.
- Bastarrica, A., Alvarado, M., Artano, K., Martínez, M.P., Mesanza, A., Torre, L., Ramo, R., Chuvieco, E. 2014. BAMS: A Tool for Supervised Burned Area Mapping Using Landsat Data. *Remote Sensing*, 6, 12360-12380.
- Canty, M., Nielsen, A.A. 2008. Automatic radiometric normalization of multitemporal satellite imagery with the iteratively re-weighted MAD transformation. *Remote Sensing of Environment*, 112, 1025-1036.
- Drusch, M., Del Bello, U., Carlier, S., Colin, O., Fernandez, V., Gascon, F., Hoersch, B., Isola, C., Laberinti, P., Marimort, P., Meygret, A., Spoto, F., Sy, O., Marchese, F., Bargellini, P., 2012. Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. *Remote Sensing of Environment*, 120, 25-36.
- Gómez, C., White, J.C., Wulder, M.A. 2011. Characterizing the state and processes of change in a dynamic forest environment using hierarchical spatio-temporal segmentation. *Remote Sensing of Environment*, 115, 1665-1679
- Goodwin, N.R., Collett, L.J. 2014. Development of an automated method for mapping fire history captured in Landsat TM and ETM+ time series across Queensland, Australia. *Remote Sensing of Environment*, 148, 206-221.
- Hansen, M.C., Egorov, A., Potapov, P.V., Stehman, S.V., Tyukavina, A., Turubanova, S.A., Roy, D.P., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Ju, J., Kommareddy, A., Kovalsky, V., Forsyth, C., Bents, T. 2014. Monitoring conterminous United States (CONUS) land cover change with Web-Enabled Landsat Data (WELD). *Remote Sensing of Environment*, 140, 466-484.
- Hermosilla, T., Wulder, M.A., White, J.C., Coops, N.C., Hobart, G.W. 2015. An Integrated Landsat Time Series Protocol for Change Detection and Generation of Annual Gap-Free Surface Reflectance Composites. *Remote Sensing of Environment*, 158, 220-234.
- Hermosilla, T., Wulder, M.A., White, J.C., Coops, N.C., Hobart, G.W., Campbell, L.B. 2016. Mass data processing of time series Landsat imagery: pixels to data products for forest monitoring. *IJDE*. <http://dx.doi.org/10.1080/17538947.2016.1187673>
- Kennedy, R.E., Yang, Z., Cohen, W.B. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr — Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 114, 2897-2910.
- Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, 2017. Estadística General de Incendios Forestales. Memoria. http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/Estad%C3%ADstica_General_de_Incendios_Forestales_METODOLOG%C3%8DA_tcm7-349131.pdf
- Quintano, C., Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., Shimabukuro, Y.E. 2006. Mapping burned areas in Mediterranean countries using spectral mixture analysis from a uni-temporal perspective. *International Journal of Remote Sensing*, 27(4), 645-662.
- Vázquez de la Cueva, A. 2016. Incendios forestales en la España peninsular (1974-2010). Análisis temporal y espacial desde una perspectiva ecológica. *Monografías INIA: Serie forestal*, 29, 204 pp.
- Verdú, F., Salas, J. 2010. Cartografía de áreas quemadas mediante análisis visual de imágenes de satélite en la España peninsular para el periodo 1991-2005. *Geofocus*, 10, 54-81.
- Woodcock, C.E., Allen, R., Anderson, M., Belward, A., Bindschadler, R., Cohen, W.B., Gao, F., Goward, S.N., Helder, D., Helmer, E., Nemani, R., Oreopoulos, L., Schott, J., Thenkabail, P.S., Vermote, E.F., Vogelmann, J., Wulder, M.A., Wynne, R. 2008. Free access to Landsat imagery. *Science*, 320, 1011.

Potencialidad de índices de severidad de incendios utilizando Sentinel2 y su análisis comparativo con Landsat8 en el Sur de la provincia de Buenos Aires (Argentina) en 2017

Delegido, J. ⁽¹⁾, Pezzola, A. ⁽²⁾, Casella, A. ⁽³⁾, Winschel, C. ⁽²⁾, Urrego, E. P. ⁽¹⁾, Jiménez, J. C. ⁽¹⁾, Soria, G. ⁽¹⁾, Sobrino, J. A. ⁽¹⁾, Moreno, J. ⁽¹⁾

⁽¹⁾Laboratorio de Procesado de Imágenes, Universidad de Valencia. C/ Catedrático José Beltrán, 2.
46980 Paterna, Valencia. Jesus.Delegido@uv.es

⁽²⁾Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Laboratorio de Teledetección y SIG. Estación Experimental Agropecuaria - Hilario Ascasubi. Buenos Aires.

⁽³⁾Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Observatorio Permanente de los Agroecosistemas. Instituto de Clima y Agua. INTA-Castelar. Buenos Aires.

Resumen: Entre diciembre de 2016 y enero de 2017 se quemaron más de 1.500.000 ha de arbustos y pastizales en Argentina. Conocer la severidad de los fuegos es imprescindible para evaluar los daños y para analizar los procesos de recuperación post- fuego, en forma económica y eficaz. Con la disponibilidad de las imágenes del satélite Sentinel2, con mayor cantidad de bandas, mayor resolución espacial y mejor tiempo de revisita que los sensores operativos hasta ahora, es posible mejorar la discriminación de los distintos grados de severidad del fuego. En este trabajo se ha usado el *Normalized Burn Ratio* (NBR) y el delta NBR (dNBR) aplicado con frecuencia en estudios de incendios para la evaluación de la severidad, con las diferentes combinaciones de bandas de Sentinel2 que se comparan con los índices producidos con imágenes de Landsat8. El área de trabajo, que está localizada en el sur de la provincia de Buenos Aires (Argentina), es una zona semiárida predominando arbustales xerófilos y pastizales. A partir de campañas de campo en las áreas afectadas por los incendios, se georreferenciaron los lotes quemados y se hicieron observaciones de la severidad de la afectación del estrato herbáceo y arbustivo. Los resultados muestran una significativa correlación del dNBR obtenido con Sentinel2 con los datos de campo usando las bandas 8a y 12 (del NIR y del SWIR) mejorando respecto a Landsat8, pero además se observa que la correlación mejora todavía más usando las bandas 5 y 6 del Red-Edge.

Palabras clave: Incendios, Sentinel2, dNBR, NBR, Pos fuego, Severidad.

Potentiality of fire severity indices using Sentinel2 and its comparative analysis with Landsat8 in the South of the Buenos Aires province (Argentina) 2017

Abstract: Burnt areas covering shrubs and grasslands are estimated in more than 1,500,000 ha in Argentina from December 2016 to January 2017. Fire severity is a key parameter for damage evaluation and for the analysis of post-fire recovery in an efficient and low cost way. The recent availability of Sentinel-2 imagery, with better spectral and spatial resolution, it is possible to improve discrimination of fire severity levels. In this work, we use different spectral indices computed from Sentinel-2 data in order to evaluate the fire severity. Sentinel-2 derived spectral indices are compared to those derived from Landsat-8 data, such as the Normalized Burn Ratio (NBR) and Delta NBRI (dNBR), which have been traditionally employed in fire related studies. The study area is located in the South of the province of Buenos Aires (Argentina). It is a semiarid area characterized by the presence of xerophilous shrubs and grasslands. Field campaigns were conducted to delineate the burnt areas perimeter and to characterize the severity degree of the herbaceous and shrubby strata. Results show a significant correlation between the dNBR obtained from Sentinel-2 data and the in situ data, using bands 8a and 12 (of the NIR and SWIR) that improve their relationship with the Landsat8, but in addition it is observed that the correlation improves still further using the Red-Edge bands 5 and 6 of Sentinel2.

Keywords: Fire, Sentinel2, dNBR, NBR, Pos Fire, Severity.

1. INTRODUCCIÓN

En la República Argentina ocurrieron una serie de incendios de gran magnitud entre diciembre de 2016 y enero de 2017, quemando más de 1.500.000 ha de arbustos y pastizales. La sucesión de periodos húmedos seguidos de sequía con tormentas eléctricas, sumando la acción del hombre, dieron lugar a incendios de proporciones catastróficas. Las regiones afectadas abarcaron sectores del SO bonaerense, NE de Río Negro y SE de La Pampa. En estos ecosistemas áridos y semiáridos el fuego es un elemento modelador del paisaje

y se presenta periódicamente con distinta intensidad, produciendo un balance entre pastos y arbustos, dado por complejas interacciones entre factores como el contenido de humedad, tipo de suelo, pastoreo y fuego (Bran *et al.*, 2007). La caracterización del régimen de fuego, a través de su frecuencia y severidad, describe los efectos directos sobre el agro-ecosistema y permite apreciar la variabilidad temporal y espacial en una determinada región. Tanto en el partido de Villarino como en Patagones, en la provincia de Buenos Aires, la magnitud de la mayoría de los efectos del fuego estuvo relacionada con la condición de

uso previo del lote, con la acumulación de materia seca, la presencia, densidad y tamaño de especies leñosas, la acumulación de combustible fino previo al incendio así como con las condiciones ambientales en el momento del siniestro (Vanzolini et al., 2017).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Se encuentra localizada en la República Argentina al Sur de la provincia de Buenos Aires, circunscripta dentro del partido de Patagones a -39° 34' 50" y -62° 46' 17" (Figura 1).

El sur bonaerense está inserto en la inmensa llanura pampeana que cubre una porción del país. Presenta condiciones naturales homogéneas sin fuertes contrastes en su topografía, pero con grandes diferencias climáticas, que se refleja en una progresiva aridez que alcanza rasgos netamente patagónicos en las proximidades del río Negro.



Figura 1. Ubicación de la zona de estudio.

Desde el punto de vista climático es una zona semiárida, caracterizada por una precipitación anual menor de 500 mm, con valores anuales de temperatura entre los 14 y 20°C y con estaciones térmicas bien diferenciadas: veranos e inviernos rigurosos y primaveras y otoños intermedios. Durante los meses estivales, diciembre a febrero, es frecuente la ocurrencia de grandes incendios, en su mayoría producto de tormentas con descargas eléctricas que hacen que la vegetación que se encuentra seca o con elevado estrés hídrico se enciendan y se quemen.

En cuanto a su fitogeografía, la ecoregión está ubicada dentro de una zona de transición (ecotono), en la región denominada provincia del Espinal distrito del Caldén y la provincia del Monte (Cabrera, 1951). La vegetación es de tipo xerófila; fisonómicamente se corresponde con un matorral abierto de tipo achaparrado con arbustos que alcanzan 1,5 a 3 m de altura, entre los cuales se desarrolla una estepa herbácea de escasa cobertura con predominio de gramíneas bajas (Lamberto, 1987). La densidad de arbustos es variable, por lo general de 0,5-1 plantas por m². En el caso de islas de chañar puras (*Geoffroea decorticans*) alcanza a 2 o 3 plantas/m² (Casas et al., 1978). En el estrato herbáceo predominan las gramíneas, siendo las especies más comunes: *Bromus brevis* “cebadilla

pampeana”, *Stipa tenuis* “flechilla fina”, *Stipa clarazii* “flechilla grande”, *Piptochaetium napostaense* “flechilla negra”, *Poa lanuginosa* “pasto hilo”, *Stipa ambigua* “paja vizcachera”, *Stipa tenuissima* y *Stipa trichotoma* “pasto puna”, con menor valor forrajero. La provincia del Espinal, ocupa aproximadamente 325.000 km² en la República Argentina, de ahí la importancia de disponer una metodología calibrada con esta vegetación para determinar el grado de severidad de los incendios por teledetección.

La zona piloto abarca un área de 8800 ha cercana a la población de Villalonga (Patagones) cuya coordenada central es 40° 01' 51" de latitud sur y 62° 53' 11" de longitud oeste (Figura 1). El incendio en este sector específico se produjo el 22 de diciembre de 2016. Cabe destacar que en toda la región los focos permanecieron hasta fines de enero.

2.2. Imágenes y procesamiento

La misión Sentinel2 (S2) de la ESA, es una constelación de dos satélites: S2A lanzado el 23 de junio de 2015 y S2B lanzado el 7 de marzo de 2017. Cada satélite lleva un sensor que cubre 13 bandas con resoluciones de 10, 20 y 60 m (ESA, 2017). Utilizando la metodología propuesta por Key y Benson (2005), se seleccionaron dos imágenes del satélite S2A del 18 de diciembre de 2016 (pre-incendio) y del 28 de diciembre de 2016 (post-incendio) corregidas atmosféricamente mediante el módulo Sen2Cor del software SNAP desarrollado por la ESA.

El satélite Landsat 8 (L8), de la NASA. Se seleccionaron dos imágenes L8: 15 de diciembre de 2016 (pre-incendio) y 07 de enero de 2017 (post-incendio) que fueron obtenidas en forma gratuita en valores de reflectividad, a través de la página del USGS. Se tomó la misma área de recorte que se utilizó en el caso del S2.

2.3. Estimación de la severidad

La estimación de la severidad se realizó utilizando el índice NBR (*Normalized Burn Ratio*) (Ecuación 1), que combina las dos bandas espectrales que responden mejor y de manera más contrastada al efecto del fuego: el NIR cuya reflectividad desciende debido a la desaparición de la vegetación activa y el SWIR, en el que aumenta la reflectividad por la pérdida de humedad, mayor exposición del suelo y menores sombras proyectadas por la vegetación (Escuin et al., 2008; Chuvieco, 2002):

$$NBR = (\rho_{NIR} - \rho_{SWIR}) / (\rho_{NIR} + \rho_{SWIR}) \quad (1)$$

donde ρ_i es la reflectividad en la banda i .

Para el cálculo de severidad se utilizó el método propuesto por Key y Benson (2005) con el que se calculó los NBR de la imagen anterior (NBRpre) y posterior al incendio (NBRpost). Puesto que S2 dispone de varias bandas en el NIR y dos en el SWIR, se calculó el NBR combinando todas las bandas, no solo del NIR y del SWIR, con el objetivo de comprobar si otra combinación de bandas diferente proporciona mejores resultados. Por otro lado se repitió la operación con las bandas 5 y 7 de

la imagen del satélite L8, que son las bandas usadas en la definición del NBR. Una vez calculados, se procedió a estimar la diferencia entre ambos índices como muestra la ecuación 2:

$$dNBR = NBR_{pre} - NBR_{post} \quad (2)$$

Aunque es un indicador del grado de severidad de incendios, la aplicabilidad de este índice puede variar según las circunstancias del siniestro, las condiciones geográficas y ambientales entre otras variables.

2.4. Trabajo de campo

Durante el día 18/02/2017 (dos meses después del incendio) se realizó la salida de campo a la zona en estudio, en la que se tomaron un total de 51 puntos georreferenciados. Debido a las bajas precipitaciones ocurridas durante el periodo transcurrido desde el incendio, las altas temperaturas estivales y la permanencia de otros focos de fuego en toda la región no se produjo la natural regeneración de especies anuales por rebrote, por lo que se observó un crecimiento apenas incipiente de vegetación, no superando los 5 cm de altura. Se clasificó visualmente, tomando como referencia una superficie uniforme de 20x20 m. El tamaño de parcela se tomó en relación a la accesibilidad y homogeneidad presentes en el paisaje siniestrado estableciendo como principio de muestreo la autocorrelación espacial donde se visualiza que los vecinos son parecidos. Cada punto dista entre sí al menos 150 m, en línea recta, intentando abarcar zonas de muy diferente grado de afectación. Los puntos fueron clasificados con una escala del 1 al 5, adaptando la metodología de Key y Benson (2005) para ecosistemas de arbustales abiertos, por lo que se consideró necesario incrementar la graduación para poder cuantificar los distintos niveles de afectaciones del estrato herbáceo. Los niveles de severidad fueron: 1=no quemado, 2=leve, 3=leve a moderado, 4=moderado a severo, 5=severo. Los criterios que se tuvieron en cuenta para la selección de dichos niveles fueron: en suelo: coloración, rocosidad, presencia de cenizas y estado de degradación; en estrato herbáceo: presencia y ausencia de vegetación, porcentaje de cobertura; en estrato arbustivo: presencia y ausencia de hojas, ramas y ejemplares, diámetro de ramas presentes, biomasa en pie (Key y Benson, 2005). En la Figura 2 se muestran ejemplos de diferentes grados de severidad obtenidas en la zona en estudio

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A partir de los 51 puntos georreferenciados del muestreo, se han extraído los espectros de reflectividad de las imágenes S2 y L8 antes y después del incendio. Combinando entre sí todas las bandas de S2 y L8 se han calculado todas las combinaciones del índice dNBR según la ecuación (2). Se ha calculado el coeficiente de correlación lineal de los diferentes índices dNBR con el grado de severidad obtenido en campo, así como el error de estimación. En la Tabla 1 se muestran las 8 mejores combinaciones de bandas ordenadas según el coeficiente de determinación R², junto a la correlación obtenida con las bandas 5 (NIR) y 6 (SWIR) de Landsat8. En dicha tabla se observa que la mejor correlación se obtiene con las bandas 5 y 6 de S2

(centradas en 705 y 740 nm) correspondiente al Red-Edge, y que la primera combinación que aparece con buena correlación usando las clásicas bandas del NIR y SWIR es con la 8a y 12 (865 y 2190 nm). Incluso en este caso, la correlación es mejor que la obtenida con L8. En las Figuras 3 y 4 se muestran las representaciones gráficas del grado de severidad con la mejor combinación de bandas de S2 y con L8.

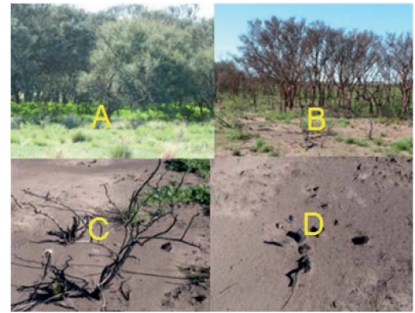


Figura 2. Imagen A: Grado 1; Imagen B: Grado 3; Imagen C: Grado 4 e Imagen D: Grado 5.

Tabla 1. Coeficiente de determinación (R²) y error de estimación (E) de las correlaciones entre grado de severidad y los diferentes índices dNBR de S2 y L8.

Bandas	Sentinel 2	
	R ²	Error
5 - 6	0.719	0.78
5 - 8a	0.702	0.81
5 - 7	0.691	0.82
2 - 6	0.690	0.83
4 - 6	0.683	0.83
4 - 8	0.680	0.84
3 - 6	0.679	0.84
8a - 12	0.670	0.85
Landsat 8		
5 - 6	0.629	0.92

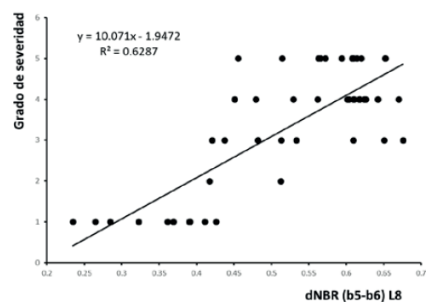


Figura 3. Grado de severidad en función del dNBR con las bandas 5 y 6 de L8.

Con el objetivo de analizar e interpretar los resultados obtenidos, en la Figura 5 se ha representado la diferencia entre los espectros de reflectividad antes y después del incendio con Sentinel2, clasificados por diferentes grados de severidad. Las bandas de S2 vienen marcadas por líneas verticales discontinuas, empezando por la 2 (pues la 1, que se usa para estimación de aerosoles y corrección atmosférica, se eliminó de los cálculos). En la figura se observa que cuanto mayor es la severidad

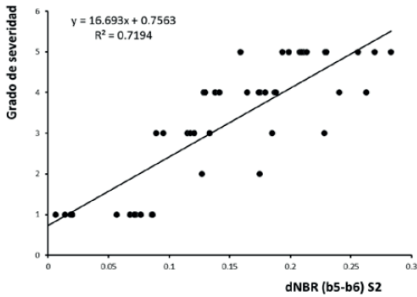


Figura 4. Grado de severidad en función del dNBR con las bandas 5 y 6 de S2.

las diferencias en la banda 12 (SWIR, 2190 nm) son más negativas, ordenándose también por severidad en la otra banda del SWIR (la 11, 1610 nm). Las diferencias en el visible (bandas 2, 3 y 4) aparecen ordenadas por severidad, pero las diferencias aumentan en el Red-Edge, hecho que explicaría la mejora en la correlación obtenida con las bandas 5 y 6 y mostrada en la Tabla 1.

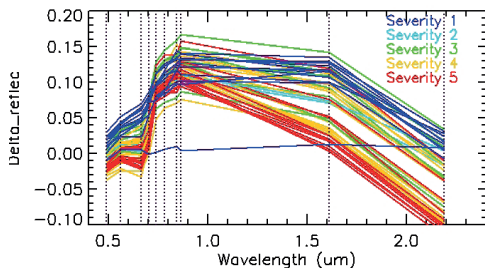


Figura 5. Diferencia entre los espectros de Sentinel2 antes y después del incendio.

A partir de las ecuaciones mostradas en las Figuras 3 y 4, se puede calcular el grado de severidad con dos imágenes L8 y S2 respectivamente. A modo de ejemplo, en la Figura 6 se muestra el mapa obtenido para la zona en estudio a partir de las imágenes S2.

En conclusión, podemos afirmar que a pesar de las diferencias en las correlaciones, ambos satélites pueden ser usados para la estimación de la severidad de los incendios rurales en ecosistemas del Espinal y su análisis temporal, mejorando la estimación con las nuevas bandas en el Red-Edge de Sentinel2. El tiempo de revisita de S2 de 5 días junto a la disponibilidad de L8, proporcionan grandes posibilidades de obtener imágenes libres de nubes de una zona para el estudio multitemporal de la recuperación vegetal tras los incendios.

4. BIBLIOGRAFÍA

Bran, D., Cecchi, G., Gaitan, J., Ayesa, J., Lopez, C. 2007. Efecto de la severidad de quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. *Revista Ecología Austral*, 17(1): 123-132.

Cabrera, A. 1951. Territorios fitogeográficos de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, IV, N° 1 – 2. Argentina.

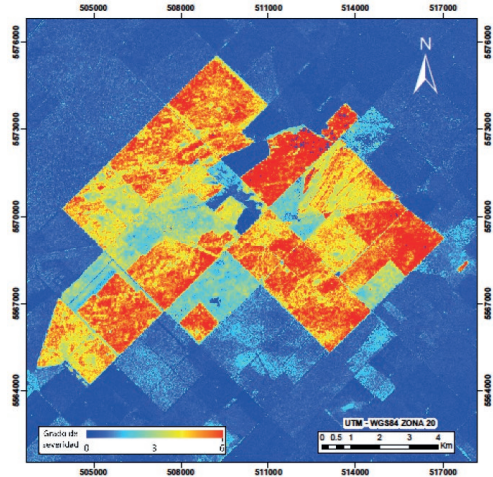


Figura 6. Mapa del grado de severidad del incendio en la zona en estudio a partir de S2.

Casas, R., Irurtia, C., Michelena, R. 1978. Desmonte y habilitación de tierras para la producción agropecuaria en La República Argentina. *Suelos*, 157. Buenos Aires, Argentina.

Chuvieco, E. 2002. *Teledetección Ambiental*. Ed. Ariel Ciencia, Barcelona, España. 447 p.

ESA, 2017. ESA's Sentinel Satellites. Available online: http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2/Facts_and_figures (acceso el 31 de marzo de 2017).

Escuin, S., Navarro, R., Fernandez, P. 2008. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *International Journal of Remote Sensing*, 29(4), 1053–1073.

Key, C.H., Benson, N. 2005. Landscape assessment: ground measure of severity, the Composite Burn Index; and remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. En *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System*.

Lamberto, S. 1987. Vegetación natural. En: *Evaluación expeditiva del recurso suelo y uso y cobertura de la tierra en el sur de la provincia de Buenos Aires. Informe técnico N° 28*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Estación Experimental Agropecuaria Hilario Ascasubi. Bahía Blanca, Argentina.

Lutes, D.C., Keane, R.E., Caratti, J.F., Key, C.H., Benson, N.C., Sutherland, S., Gangi, L.J. 2006. *Gen. Tech. Rep. RMRS -GTR-164-CD*. Fort Collins, CO: U.S.Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Vanzolini, J., Pezzola, A., Iurman, D., Vasicek J., Cantamutto, M. 2017. *Reporte de la recorrida en las áreas afectadas por fuego en Villarino y Patagones. Informe técnico*. Estación Experimental Agropecuaria INTA Hilario Ascasubi.

PREFER, “Información remota como soporte a las fases de prevención y restauración de emergencias por incendios forestales en el área Mediterránea”. Ámbito piloto Andalucía

Valés, J. J.⁽²⁾, **Barrio, M.**⁽²⁾, **Suárez, J.**⁽³⁾, **Sebastián, A.**⁽³⁾, **Pérez, P.**⁽³⁾, **Pino, I.**⁽²⁾, **Granado, L.**⁽²⁾, **Montoya, G.**⁽²⁾, **Carpintero, I.**⁽²⁾, **Méndez, E.**⁽²⁾, **Prieto, R.**⁽²⁾, **Giménez de Azcárate, F.**⁽²⁾, **Cáceres, F.**⁽¹⁾, **Moreira, J. M.**⁽¹⁾

⁽¹⁾ Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Avda. Manuel Siurot 50, 41071 Sevilla, España.
{francisco.caceres, josem.moreira}@juntadeandalucia.es

⁽²⁾ Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía, Johan G. Gutemberg Isla de la Cartuja, 41092 Sevilla, España.
{juanj.vales, mikel.barrio, isabel.pino.serrato, laura.granado, gregoria.montoya, irene.carpintero, elena.mendez.caballero, raquel.prieto, fernando.gimenez}@juntadeandalucia.es

⁽³⁾ GMV, Aerospace and Defence, S.A. Isaac Newton 11, P.T.M Tres Cantos E-28760 Madrid, España.
{jusuarez, asebastian, pperez}@gmv.com

Resumen: El área mediterránea europea se ve afectada de manera sistemática por incendios forestales, con gran impacto en los ecosistemas, favoreciendo la erosión del suelo, inestabilidad de laderas, acentuando la tendencia a la desertificación y dañando las economías locales en su conjunto, con una perspectiva negativa a medio y a largo plazo por el cambio climático. En este escenario, son relevantes la necesidad de mejorar la información y el apoyo a la prevención de incendios forestales así como la recuperación de las áreas afectadas. PREFER ha desarrollado una cartera de productos de observación del territorio, que actualizados sistemáticamente, puedan dar soporte al Sistema Europeo de Información de Incendios Forestales (EFFIS). El principal objetivo de PREFER es establecer un servicio de información a los usuarios finales, basado en datos de observación por satélite (EO), para apoyar las fases de prevención y recuperación del ciclo de emergencia de incendios forestales en la región mediterránea europea. Este documento describe los objetivos concretos del proyecto PREFER, algunos trabajos desarrollados y productos obtenidos, principalmente en el ámbito piloto ubicado en la región de Andalucía.

Palabras clave: Incendio forestal, fase de prevención, fase de recuperación, EFFIS, PREFER, COPERNICUS.

PREFER, “Space-based information support for Prevention and REcovery of Forest Fires Emergency in the Mediterranean Area”. Area of interest: Andalucía

Abstract: *The European Mediterranean area is systematically affected by forest fires, with a major impact on ecosystems, soil erosion, slope instability, trend towards desertification, and local economies as a whole, with a Negative in the medium and long term by climate change. In this scenario, the need to improve information and intelligence support for forest fire prevention, as well as the recovery of burnt areas, is widely recognized as relevant. PREFER has developed a portfolio of earth observation products that are systematically updated to support the European Forest Fire Information System (EFFIS). The main objective of PREFER is to set up a space-based end-to-end information services, based on Earth Observation (EO) data, to support prevention/preparedness and recovery phases of the Forest Fires emergency cycle in the European Mediterranean Region. This document describes the specific objectives of the PREFER project, some of work developed, and products obtained, mainly in the pilot field of Andalucía.*

Keywords: *forest fire, prevention phase, recovery phase, EFFIS, PREFER, COPERNICUS.*

1. INTRODUCCIÓN

Debido a su clima templado en general, la amplia región del Mediterráneo norte es la zona templada más occidental del continente europeo y también la que presenta la mayor fracción de áreas forestales en Europa. Estas áreas se ubican: 38% en Portugal, 36,41% en España, 30,36% en Italia, 30,28% en Grecia y 29,13% en Francia (Banco Mundial, 2011). En Europa cada año se producen unos 65.000 incendios quemándose aprox. 500.000 ha. Más del 85% de las zonas afectadas se encuentran en la región mediterránea europea y están sujetas a un alto y persistente riesgo de incendios.

La comparabilidad entre las ocurrencias de incendios registrados en las dos últimas décadas (CCI, 2013;

Banco Mundial, 2011) nos lleva a pensar que la mejora en la eficacia y la puntualidad (temporal) de las medidas de prevención como el único medio capaz de mitigar eficazmente esta grave amenaza ambiental y revertir su tendencia a aumentar con el tiempo.

Actualmente se dispone de varios satélites de EO que proporcionan imágenes adecuadas para la investigación de incendios forestales y las operaciones de vigilancia de incendios. También existen varias iniciativas para generar datos de EO de acuerdo con estándares predeterminados y para optimizar el acceso de la comunidad de usuarios a los productos de geoinformación derivados de plataformas remotas. Algunos ejemplos son el Centro Mundial de Vigilancia de Incendios (GFMC); la

Vigilancia y Cartografía de Incendios de GOF / GOLD (Observaciones Globales de Dinámica de Cubiertas y Bosques), que es un Panel Técnico del GTOS (Sistema Global de Observación Terrestre); el CEOS (Comité de Satélites de Observación de la Tierra) y varias misiones de la NASA (Adm. Nacional de Aeronáutica y Espacio). Entre éstas, se encuentra el programa COPERNICUS, que tiene como objetivo proporcionar a una comunidad de usuarios cada vez más amplia información precisa, oportuna y fácilmente accesible obtenida de satélites de EO y sensores *in situ*, estableciendo una capacidad europea para la observación de la Tierra.

2. MOTIVACIÓN DEL PROYECTO

El proyecto PREFER co-financiado por la Comisión Europea (FP7-SPACE-2012-1, Grant Agreement 31293) con ejecución 2013-15, ha contado con 8 socios y 9 usuarios finales, entre éstos últimos la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (CMAOT). Las directrices de PREFER se resumen en el análisis sistemático de cuatro grandes temas:

- Las estimaciones de combustible.
- La cartografía de las huellas de zonas incendiadas (áreas afectadas por el fuego).
- Los efectos del fuego en la estabilidad de taludes.
- Recuperación de la vegetación afectada.

El objetivo del proyecto es responder a las principales necesidades de la prevención de incendios en el sur de Europa mediante la explotación intensiva de sensores espaciales remotos (Laneve *et al.*, 2016).

El proyecto centra sus actividades sobre los cinco países más afectados por el fuego en el sur de Europa. En estos, se superponen condiciones que pueden explicar esta alta incidencia de incendios: Coincidencia de la estación más seca con la estación más cálida y la ocurrencia de fenómenos meteorológicos húmedos y secos a lo largo del año; la convivencia de los asentamientos urbanos, las redes de infraestructura y las áreas de vegetación (áreas forestales, agrícolas y no cultivadas) en un complejo mosaico, denso e íntimamente interconectado; la disminución del control sobre las prácticas tradicionales que implican incendios como instrumento de ordenación y saneamiento de la tierra, uso verificado en las últimas décadas (San-Miguel-Ayanz *et al.*, 2012).

3. MATERIAL Y MÉTODOS

PREFER se ha desarrollado sobre zonas piloto (AOI) situadas en diferentes regiones de los países participantes. En España, localizada en Andalucía, la zona abarca 523 km² entre las provincias de Cádiz y Málaga, correspondientes al Parque Natural de Alcornocales.

La vegetación corresponde a los bosques nativos mediterráneos, con una presencia significativa de alcornoque (*Quercus suber*); Otras especies de árboles presentes en la zona son *Quercus canariensis*, *Pinus pinea*, *Pinus pinaster* y *Eucalyptus* spp. El Parque de los Alcornocales requiere un esfuerzo especial en la prevención debido a su valor ecológico sobresaliente.



Figura 1. Distribución de AOI en Países Mediterráneos del proyecto PREFER.

3.1. Información de partida

En el AOI de Andalucía, sobre la que ha trabajado GMV (como socio), gran parte de la información de partida es aportada por la CMAOT. El Centro Operativo Regional (COR) del Plan INFOCA, se encarga de aportar información y experiencia sobre conatos e incendios forestales. Mientras la Red de Información Ambiental de Andalucía (Rediam), con experiencia en EO suministra imágenes de satélite adquiridas en el marco del PNT, cartografía SIOSE (2011), parcelas de campo de inventarios forestales, áreas recorridas por el fuego (perímetros) y MDE PNOA 2011. Por otro lado, en el desarrollo del proyecto se adquieren datos en tiempo real de previsión meteorológica (AEMET) e imágenes de satélite en cuasi tiempo real (tabla 1). A futuro, COPERNICUS se configura como la principal fuente de información, asegurando el suministro de imágenes a resolución coherente con PREFER.

Tabla 1. Imágenes de entrada (EO).

Fase Prevención	Imágenes
Archive_standard_Optical_HR1	Rapid-Eye (33) SPOT 5 (7)
New acquisition_standard_Optical_HR1	SPOT 5 (9) Rapid-Eye (8)
Archive_standard_Optical_HR2	Landsat (32)
MODIS	~700
Fase Recuperación	Imágenes
Archive_standard_Optical_HR1	Rapid-Eye (33), SPOT 5 (5)
Archive_standard_Optical_VHR1	Pleiades (4)
Archive_standard_Optical_VHR2	Kompsat-2 (11)
New acquisition_standard_Optical_HR1	SPOT 5 (11), Rapid-Eye (8)
New acquisition_standard_Optical_VHR1	Pleiades (4)
New acquisition_standard_SAR_VHR2	CSK (17)

3.2. Metodología y productos desarrollados

El proyecto se basa en la utilización de productos desarrollados como fuente de información para la obtención de otros posteriores en diferentes fases. Consultar información extendida de la cartera de

productos y Bibliografía de referencia para generación de productos en <http://www.prefer-copernicus.eu/> y <http://lajunta.es/13rna>.

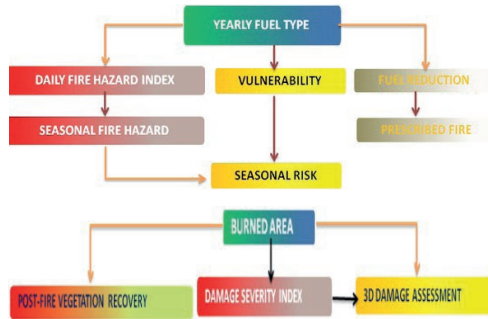


Figura 2. Esquema de desarrollo de productos de prevención (arriba) y recuperación (abajo)

Al ser un proyecto demostrativo, en cada AOI se ha desarrollado parcialmente la cartera de productos (Laneve et al., 2016). Éstos pueden explotarse directamente pero constituyen también los *inputs* para la obtención de otros productos (Laneve et al., 2016).

4. RESULTADOS

Sobre el AOI Andalucía se ha desarrollado todos los productos de prevención (Eftichidis et al., 2015) y uno de recuperación (no incluido en la cartera): “Soil Erosion Susceptibility Index” (SESI) del incendio de Huesa, Quesada y Cabra de Sto Cristo (Jaén), 2015).

La CMAOT como usuario final considera que los productos de mayor interés para la gestión son: “Fuel Map”, “Fire Hazard Map” (Prevención) y “Burn Scar Map”, “3D Fire Damage assessment Map” y “Post-fire Vegetation Recovery Map” (Recuperación).

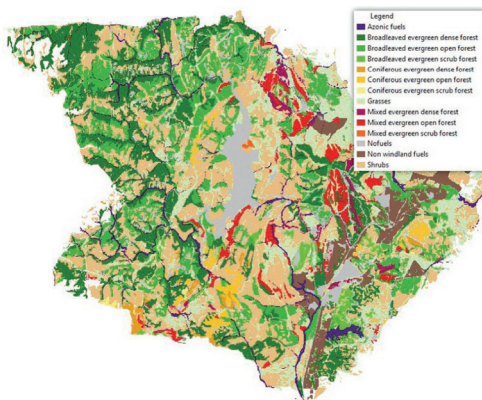


Figura 3. Fuel Map. Andalucía.

“Fuel Map” no es un Mapa de Combustibles como tal sino un mapa de agrupaciones vegetales, pero es un producto necesario para obtención de otros productos PREFER y puede utilizarse como base para generar un Mapa de

Tabla 2. Cartera de productos PREFER: Fases de Prevención y Recuperación.

Fase	Producto	Descripción
Preparación / Prevención	Fuel Map	Mapa de clasificación de los complejos de combustibles.
	Daily Fire Hazard Map	Índice de peligro a resolución media, de propensión de la zona a ser quemada.
	Seasonal Fire Hazard Map	Índice de peligro de incendios de alta resolución. Cadencia 2 - 4 semanas.
	Vulnerability & Economical Value Map	Medida relativa de las potenciales pérdidas y la estimación de los costes.
	Fire Risk Map	La probabilidad de ocurrencia de un fuego que puede causar pérdidas
	Fuel Reduction Map	Identificación de las áreas donde es aplicable la reducción de combustible.
	Prescribed Fire Map	Mapa espacio-temporal de las áreas donde debería ser útil y seguro la aplicación de quemas prescritas
Recuperación / Reconstrucción	Post-Fire Vegetation Recovery Map	Identificación de las áreas dañadas por el fuego, donde la vegetación ha rebrotado.
	3D Fire Damage / SESI	Monitorización del impacto del fuego e índice de susceptibilidad de erosión del suelo (SESI).
	Severity Damage Map	Grado de afección de las áreas quemadas
	Burn Scar Map HR Optical	Perímetros de áreas quemadas (escala 1:25-50.000)
	Burn Scar Map HR SAR	Perímetros de áreas quemadas (escala 1:10-50.000)
	Burn Scar Map Very HR Optical	Perímetros de áreas quemadas (escala 1:1.000-4.000)

Combustibles aportando el estado de la vegetación como mejora a los disponibles actualmente.

Los índices de riesgo diario utilizados por CMAOT se basan exclusivamente en datos meteorológicos. Se considera que el producto “Daily Fire Hazard” (un mapa del día y mapas de pronóstico de los dos días siguientes) aportan una mejora al considerar otros factores (estado vegetación, ETP,...). Se considera que “Seasonal Fire Hazard” aporta una visión clara sobre la tendencia del territorio como soporte a las acciones de planificación. “Vulnerability and Economic Values” son productos muy dependientes de la información disponible y no se han considerado de utilidad para la gestión.

Los productos “Burnt Scar Map” aportan una componente estratégica al generarse sistemáticamente tras las ocurrencias de incendios. SESI, mejoraría el actual servicio EMS-Mapping (que no dispone de este producto) para grandes incendios.

“Fuel Reduction y Prescribed Fire Maps” resultan coherentes con el histórico de ocurrencias de fuego, pero

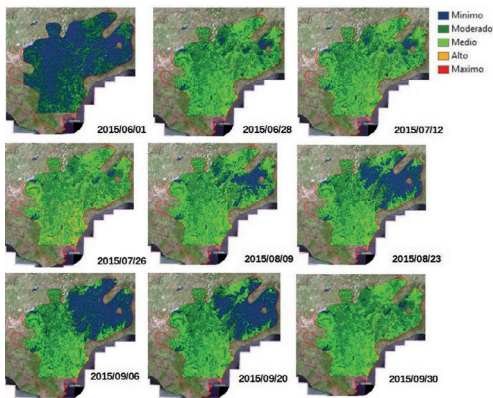


Figura 4. Seasonal Fire Hazard Map (Andalucía).

son poco interesantes a CMAOT debido a que no se llevan a cabo estas prácticas en Andalucía. Todos los productos desarrollados se han integrado en una e-infraestructura que permite la consulta de los servicios a través de un visor web y una app móvil (android). (Eftichidis et al., 2015).

5. DISCUSIÓN

La consecución de los objetivos de PREFER ha estado fuertemente ligada a la participación de los usuarios finales de diferentes países, encargados entre otras de definir las AOI, aportar datos *in situ*, definir requisitos de usuario y realizar una evaluación crítica de los productos. Los productos se basan en un conjunto armonizado de requisitos, definidos por todos los usuarios participantes, que proporcionan retroalimentación a lo largo de las diferentes etapas de desarrollo del proyecto. El procedimiento para la creación de los productos optimiza la integración de diferentes tipos de datos de diversas fuentes, como EO, MDE, datos *in situ*, datos meteorológicos,... proporcionando una coherencia entre los productos (ya algunos productos son datos de entrada para la generación de otros). Este puede aplicarse de manera sistemática y sostenible en los diferentes países de la Región Mediterránea.

Los productos se basan principalmente en la explotación de datos EO actuales y futuros, principalmente COPERNICUS. Los datos de las misiones Sentinel y misiones contributivas (como PLEIADES) pueden integrarse de forma directa en la cadena de producción de servicios desarrollados. Otras misiones de interés consideradas son: PRISMA y ENMAP (ambas Hiperespectrales) y Eumetsat Post-EPS.

Los productos y servicios están demostrados por una e-infraestructura servicios interoperable (basada en OGC/INSPIRE), que permite un fácil acceso a la información. Los productos son complementarios ó mejoran a los proporcionados por las componentes "Land" y "Emergency" Emergencias (EMS y EFFIS) COPERNICUS. Los productos de detección remota de incendios "Burnt Area y Fire Hazard" están actualmente disponibles a muy baja resolución. EFFIS actualiza "Burnt Area" dos veces al día (a resolución 250 m,

Tabla 3. Comparación entre productos comunes EFFIS y PREFER.

Producto	Características EFFIS	Características PREFER
Fire Hazard Map	Resol =10-40 km	Resol = 250 m
Burnt Area HR	Resol > 10 ha	Resol = 1 ha
Burnt Area VHR	No disponible	Resol = 0,25 ha

insuficiente para la gestión). La delimitación sistemática de EFFIS se realiza a final de temporada y a menor resolución (56 o 32 m) para cartografía incendios mayores de 10-20 ha. PREFER detecta incendios de 10 ha, y 20 m RMS. Por tanto, la detección y delimitaciones sistemáticas de área quemada PREFER mejoran los productos EFFIS generados a final de temporada y a menor resolución).

6. CONCLUSIONES

Se considera que PREFER como proyecto demostrativo de desarrollo de productos ha conseguido sus objetivos y sería necesario una siguiente fase preoperacional en la que se perfilaran algunos productos en base a requisitos de los usuarios finales y se desarrollaran éstos sobre grandes ámbitos (regiones) y con la cadencia nominal establecida para cada producto. En esta fase podrían integrarse directamente productos EO COPERNICUS. Esto permitiría realizar una validación más rigurosa de los servicios y su contraste con los servicios disponibles actualmente.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Banco Mundial: <http://www.bancomundial.org/>
- Climate Change Initiative: <http://www.esa-fire-cci.org/>
- Eftichidis, G., Laneve, G., Ferrucci, F., Sebastian, A., Lourenco, L., Clandillon, S., Trampellini, L., Hirn, B., Diagourtas, D., Leventakis, G. 2015. PREFER: a European service providing forest fire management support products. *3rd International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment*.
- Laneve, G., Bernini, G., Fusilli, L., Marzialetti, P. 2016. Satellite-based products for forest fire prevention and recovery: the PREFER experience. *4th International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment*.
- Laneve, G., Fusilli, L., Bernini, G. 2016. Achievements of the PREFER project in the prevention phase of the forest fire management. *IGARSS International Geoscience and Remote Sensing Symposium*.
- San-Miguel-Ayanz, J., Schulte, F., Schmuck, G., Camia, A., Strobl, P., Libertà, G., Giovando, C., Boca, R., Sedano, F., Kempeneers, P., McInerney, D., Withmore, C., Santos de Oliveira, S., Rodrigues, M., Durrant, T., Corti, P., Oehler, F., Vilar, L., and Amatulli, G. 2012. *Comprehensive Monitoring of Wildfires in Europe: The European Forest Fire Information System (EFFIS), Approaches to Managing Disaster - Assessing Hazards, Emergencies and Disaster Impacts*.

Cartografía de la afección del incendio en Huesa, Quesada y Cabra de Santo Cristo (Jaén) con imágenes satelitales

Carpintero, I. ⁽¹⁾, Montoya, G. ⁽¹⁾, Granado, L. ⁽¹⁾, Méndez, E. ⁽¹⁾, Pino, I. ⁽¹⁾, Prieto, R. ⁽¹⁾, Valés, J. J. ⁽¹⁾,
Salas, F. J. ⁽¹⁾, Venegas, J. ⁽¹⁾, Cáceres, F. ⁽²⁾, Moreira, J. M. ⁽²⁾, Giménez de Azcárate, F. ⁽¹⁾

⁽¹⁾Agencia de Medio Ambiente y Agua. Junta de Andalucía. Johan Gutemberg, 1. Isla de la Cartuja. 41092 Sevilla, España.
{i.carpintero, gregoria.montoya, laura.granado, elena.mendez.caballero, isabel.pino.serrato, raquel.prieto, juanj.vales,
fjavier.salas, javier.venegas.troncoso, fernando.gimenez}@juntadeandalucia.es

⁽²⁾Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Avda. Manuel Siurot, 50, 41071, Sevilla, España.
{francisco.caceres, josem.moreira}@juntadeandalucia.es

Resumen: Una buena planificación forestal requiere abordar con rapidez la estimación de los efectos de los incendios sobre los ecosistemas forestales. En este sentido, para llevar a cabo el análisis de la severidad del incendio iniciado el 5/07/2015 en el término municipal de Quesada, de aproximadamente unas 10200 ha, se utilizaron de manera experimental imágenes procedentes del satélite Landat 8-OLI. Para el cálculo de la severidad del incendio se utilizó como indicador el ΔNBR (*Diferencia de Normalized Burn Ratio*) procedente de imágenes de fechas cercanas al incendio y muy próximas entre sí. La definición de los niveles de severidad se llevó a cabo a partir del ajuste de los umbrales de las clases de ΔNBR , con un muestreo de campo dirigido a tal fin. Para que el muestreo recogiera toda la variabilidad de la zona se contemplaron también el NDVI anterior al incendio y la topografía del terreno. Como resultado se obtuvieron 95 parcelas homogéneas que se evaluaron en campo. De entre toda la información recopilada, se determinó el estado de la vegetación pre/post incendio y la severidad de afección en los distintos estratos: arbolado, matorral y herbáceo; que fueron las características más relevantes para el ajuste de los umbrales. El mapa resultante con los niveles de severidad reales se ajustaba bien a lo caracterizado en campo, con una exactitud general del 80% y un coeficiente kappa de 0,67. Los buenos resultados obtenidos, agilizaron en gran medida el análisis y gestión de la zona afectada por el fuego, optimizando la identificación de las zonas prioritarias de actuación, a muy bajo coste. Por ello, desde la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía, se pretende integrar esta línea de actuación como operacional en la gestión de los incendios de mayor tamaño.

Palabras clave: Incendios forestales, Landsat-8, NBR, NDVI, silvicultura.

Forest damage cartography of the burned area in Huesa, Quesada and Cabra de Santo Cristo (Jaén) using satellite imagery

Abstract: A good forest planning requires a rapid approach to estimate the effects of fires on forest ecosystems. In this respect, satellite images from Landat 8-Oli were used to carry out the analysis of the severity of the forest fire initiated on 05/07/2015 in the municipality of Quesada. The fire severity was estimated with the ΔNBR (Normalized Burn Ratio difference) indicator, from images of dates close to the fire and close to each other. To define the severity levels, the thresholds of the classes of ΔNBR had to be adjusted with a direct field sampling. In order to improved the characterization of the burned area, NDVI of the previous fire and terrain topography were taken into account. As a result, 95 homogeneous sampling plots were obtained and evaluated in the field. Among all the information collected, the state of pre / post fire vegetation and the severity of the fire were determined in the different strata: woodland, scrub and herbaceous; Which were the most relevant characteristics for the adjustment of the thresholds. Eventually, a detailed mapping of real severity levels was developed with accurate results from field data (accuracy = 80% and kappa coefficient = 0.67). The successful outcomes obtained by the combination of remote sensing observations and field data has made considerably easier the analysis and management of the area affected by the fire, optimizing the identification of the priority areas for action, at very low cost. Thus, The Environmental Regional Ministry of Andalusia pretends to include this line of action as operational in large fires management.

Keywords: Forest fire, Landsat-8, NBR (Normalized Burn Ratio), NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), forestry

1. INTRODUCCIÓN

El domingo 5 de julio de 2015 se inicia un incendio forestal en el paraje de “La Cruz del Muchacho”, en el término municipal de Quesada (Jaén). Aunque el martes 7

de julio parece quedar controlado, las altas temperaturas, escasa humedad y fuerte viento favorecen la reactivación y una rápida propagación del fuego, superando en más de 10000 ha la superficie recorrida por el fuego. Esta

superficie afecta a los términos municipales de Quesada, Huesa y Cabra de Santo Cristo.

Según la Ley 5/1999, de 29 de junio, de prevención y lucha contra los incendios forestales, los montes o terrenos forestales incendiados precisan de la elaboración de un Plan de Restauración en el que se evalúe la situación de los terrenos incendiados tanto desde el punto de vista de la producción forestal como de la conservación de la flora, la fauna, el suelo y los ecosistemas, y se propongan las actuaciones o medidas destinadas a la restauración o regeneración de los terrenos.

La restauración de las áreas quemadas debe planificarse atendiendo al impacto del incendio y a la capacidad de respuesta del ecosistema afectado, según viene recogido en la Guía Técnica de Gestión de Montes Quemados del Ministerio de Medio Ambiente. Tomando de referencia esta guía, se realiza la evaluación del impacto del incendio a través de la vulnerabilidad ecológica a corto plazo y la severidad del fuego.

El presente estudio se centra en el análisis de la severidad del fuego, utilizándolo como indicador del grado de consumo de materia orgánica (viva o muerta) causado por el fuego. En este sentido se ha procedido al uso de imágenes de satélite con un doble objetivo: por un lado evaluar preliminarmente la severidad del incendio para orientar los trabajos de campo y por otro, obtener una cartografía detallada del grado de afección de la zona incendiada (De Santis y Chuvieco, 2007; Díaz Delgado et al., 2003). La aplicación de índices de severidad calculados a partir de imágenes de satélite permite realizar una evaluación rápida sobre extensas superficies, tener acceso a información de zonas poco accesibles y repetir la evaluación para comparar otras zonas o épocas, todo ello con unos costes asumibles (Key y Benson, 2006).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Información de partida

Para orientar el muestreo de campo recogiendo la mayor variabilidad de la vegetación de la zona afectada, se utiliza información de origen satelital procedente del sensor Landsat 8 OLI (*Operational Land Imager*) de las fechas más próximas al incendio, anterior (30/06/2015) y posterior (16/07/2015) a su ocurrencia. De esta forma se puede evaluar con mayor precisión el alcance del mismo, evitando así los cambios ocurridos en la vegetación debidos a la propia fitofenología. A partir de estas imágenes se trabaja con el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) de la imagen previa al incendio, que se asocia a la cobertura, densidad y actividad de la vegetación antes del incidente. Este índice se clasifica en 6 niveles: <0; 0-0,15; 0,15-0,25; 0,25-0,30; 0,30-0,35 y 0,35-0,75. Por otro lado se trabaja con el *Normalized Burn Ratio* (NBR) (Key y Benson, 1999), que es la diferencia normalizada entre el infrarrojo cercano, que se relaciona con el área foliar y con la productividad de la vegetación, y el infrarrojo medio, que se relaciona con el contenido de humedad y otras características de la superficie sin vegetación [$NBR=(NIR-SWIR)/(NIR+SWIR)$]. Para este estudio se ha trabajado más concretamente con la

diferencia de NBR ($\Delta NBR= NBR_{pre}-NBR_{post}$), que es un buen indicador de la afección del fuego, con valores más altos en las zonas más afectadas y valores iguales o inferiores a cero en las zonas sin afección. Esta variable (ΔNBR) se clasifica preliminarmente en 9 niveles: <-0,1; -0,1-0,1; 0,1-0,25; 0,25-0,30; 0,30-0,35; 0,35-0,40; 0,40-0,45; 0,45-0,50; >0,50.

Por último, teniendo en cuenta que uno de los principales riesgos tras un incendio es la pérdida de suelo por erosión, se considera de gran importancia priorizar la actuación en las zonas afectadas que tienen una elevada pendiente. Para ello, se realiza el análisis del Mapa de Pendientes de Andalucía, elaborado a partir de la información de Modelos Digitales del Terreno, en los que cada píxel muestra la pendiente del terreno en porcentaje, con una resolución de 5×5m. Se trabaja con una clasificación de la pendiente en 5 niveles: 0-15%; 15-30%; 30-45%; 45-75% y 75-100%.

Considerando la combinación de clases de las tres variables mencionadas, y tomando como referencia una malla de 350×350 m, se definen 93 parcelas homogéneas, con un radio de 50 m para su muestreo en campo.

En las 93 parcelas finalmente muestreadas y validadas, se ha recabado información relativa a: estado fitosanitario; estado del suelo pre-incendio; vegetación pre-incendio (arbolado, matorral y estrato herbáceo); estado de la vegetación post-incendio (severidad de afección en arbolado, en matorral, en estrato herbáceo y severidad general, determinada como la afección en el estrato más desarrollado); estado post-incendio del suelo; observaciones y fotografías orientadas.

Tabla 1. Criterios establecidos para asignar los niveles de severidad en campo.

Nivel S.	Descripción
Nula	No afección
Baja	La base del tronco se ha visto chamuscada, pero la copa se mantiene verde
Media	El tronco se ha visto parcialmente quemado. Parte de la copa se ha sofamado o se ha consumido, pero más del 50% de la misma se mantiene verde
Alta	La copa se ha visto afectada principalmente por sofamado, de manera que más del 50% de la copa mantienen hojas secas en las ramas. Estas hojas pueden estar en el suelo si la prospección se realiza varias semanas después del fuego, En algunos casos puede mantenerse una parte de la copa verde
Muy alta	La copa se ha visto afectada principalmente por combustión (fuego de copa), de manera que las hojas se han consumido completamente. Menos del 50% de la copa mantienen hojas secas en las ramas

La severidad del incendio evaluada en campo, se establece en cinco niveles, tal y como se refleja en la Tabla 1.

2.2. Ajuste del Mapa de Severidad

La información recabada en campo, analizada punto a punto y comparada con los valores de NDVI previo y de Δ NBR (pre-post), ha resultado de gran valía para el ajuste del Mapa de Severidad, determinándose los umbrales (Δ NBR) que definen los 5 niveles de afectación. El uso del NDVI previo al incendio se justifica sobre todo en las clases de severidad 3 y 4, porque el incendio no se comporta de la misma manera si el estado inicial de la vegetación es densa y desarrollada (alta FCC y con un alto % de arbolado) o dispersa y con poco desarrollo (baja FCC y sin arbolado), pero se puede encontrar el mismo grado de afectación en ambas distribuciones.

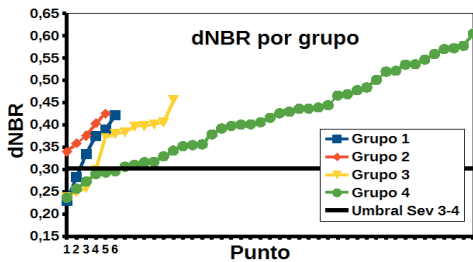


Figura 1. Valor de Δ NBR por grupo de vegetación en función del NDVI previo al incendio. $NDVI(G1) < 0,21$; $NDVI(G2): 0,21-0,25$; $NDVI(G3): 0,25-0,28$; $NDVI(G4) > 0,28$.

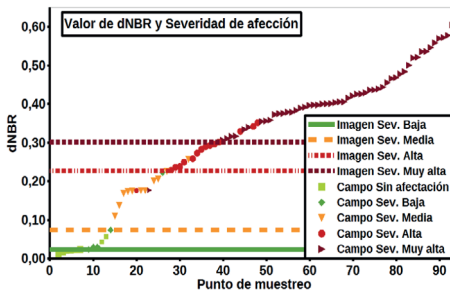


Figura 2. Gráfico que representa el valor Δ NBR (imagen) en los puntos de muestreo, coloreados según el grado de severidad evaluado en campo. Por otro lado se marcan los umbrales (Δ NBR) establecidos para clasificar la imagen en niveles de severidad.

Así, para las clases de severidad 3 y 4 (con un umbral en Δ NBR por encima de 0,226) se han clasificado los puntos en función de su NDVI inicial en cuatro grupos, que representan 4 densidades de vegetación bastante diferenciadas, y en cada clase se ha analizado Δ NBR. Como se aprecia en la figura 1, los cuatro grupos se diferencian claramente, sobre todo en los valores altos de Δ NBR, por lo que se establece el umbral de severidad entre los niveles 3 y 4 ligeramente por encima de 0,3.

En la figura 2 se muestra el ajuste entre los datos de campo y la imagen de Δ NBR, representando los puntos de muestreo ordenados en función de Δ NBR y coloreados según el nivel de afectación observado en campo. Las líneas de corte muestran los umbrales establecidos para el cálculo del mapa de severidad a partir de Δ NBR. Como se puede observar, el ajuste es muy bueno, dado que sólo en 9 puntos de 93 el valor de la severidad observada no es igual al valor estimado con la imagen.

3. RESULTADOS

La figura 3 muestra la cartografía resultante con la distribución espacial del índice de severidad ajustado.

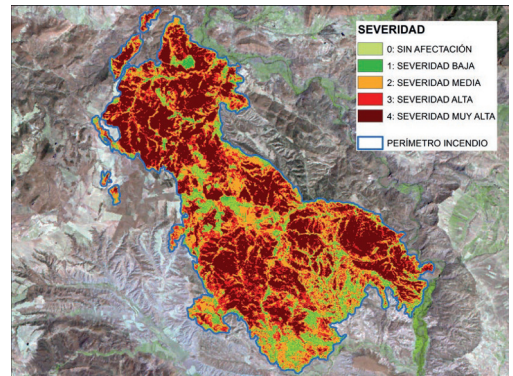


Figura 3. Mapa de Severidad del incendio.

Tabla 2. Umbrales de Δ NBR que definen los grados de severidad. Superficie y porcentaje respecto a la superficie total afectada por el fuego, por grado de severidad.

Grado Severidad	Rango Δ NBR	Superficie (ha)	(%)
No afectado (0)	-0,53897 – 0,02308	809,67	7,4
Baja (1)	0,02308 – 0,07433	881,77	8,1
Media (2)	0,07433 – 0,22600	2999,57	27,6
Alta (3)	0,22600 – 0,30609	2042,28	18,8
Muy alta (4)	0,30609 – 0,71543	4146,90	38,1

De estos resultados se extrae que la zona incendiada ha sido severamente afectada por el fuego. De este modo, se observa en la tabla 2 cómo más de la mitad de la superficie (56,9%) está catalogada como severidad alta o muy alta, mientras que solamente el 15% presenta severidad baja o está sin afectar por el fuego.

Para evaluar la exactitud de la clasificación obtenida, se calcula la matriz de confusión (Tabla 3), midiendo el grado de concordancia entre las clases de severidad obtenidas a partir de las imágenes de satélite y los datos medidos en los muestreos de campo (referencia verdad-terreno).

Tabla 3. Tabla de valores de la matriz de confusión. Los elementos en azul de la diagonal indican los píxeles correctamente clasificados. Todos los elementos fuera de la diagonal indican errores por omisión o por comisión.

IM. Severidad	Verdad Terreno (Muestréos)				
	sev0	sev1	sev2	sev3	sev4
sev0	60.67	20.00	0.00	0.00	0.00
sev1	32.58	48.89	3.00	0.00	0.41
sev2	6.74	22.22	80.00	23.81	1.65
sev3	0.00	8.89	14.00	44.44	2.89
sev4	0.00	0.00	3.00	31.75	95.05
Total	100	100	100	100	100

Los valores resultantes de la matriz de confusión son bastante buenos, con una exactitud general de 79,65% y un coeficiente Kappa de 0,67 (por encima de 0,6 se considera un buen resultado). Aún así, se aprecia un menor acierto en las clases de severidad 1 y 3, que como se observa en la tabla 3, se confunden con las clases anterior y posterior.

4. DISCUSIÓN

Como conclusión, se puede decir que la cartografía obtenida presenta una elevada fiabilidad, ya que la clase de severidad más representativa en cuanto a superficie es también la clase que mejor ajuste tiene entre los datos procedentes de las imágenes y los datos muestreados en campo (acierto del 95,05%). Además, esto ayuda a entender el peor ajuste resultante en las clases 1 y 3 de severidad, con baja representación en la zona cartografiada porque realmente, casi toda la zona recorrida por el fuego se ha visto afectada por una alta afección.

Por otro lado, indicar la importancia de un buen ajuste con datos de campo para asignar los umbrales que definen las clases de severidad, dado que los umbrales de ΔNBR establecidos en este incendio difieren en gran medida de los utilizados para definir los grados de severidad en otros casos, como el descrito en la Guía técnica para la gestión de montes quemados del MAGRAMA, utilizada de referencia para abordar este trabajo.

Por último, los buenos resultados obtenidos, agilizan en gran medida el análisis y gestión de la zona afectada por el fuego, optimizando la identificación de las zonas prioritarias de actuación, a muy bajo coste. Por ello, desde la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de Andalucía, se pretende integrar esta línea de actuación como operacional en la gestión de los incendios de mayor tamaño.

5. BIBLIOGRAFÍA

De Santis, A., Chuvieco E. 2007. Burn severity estimation from remotely sensed data: Performance of simulation versus empirical models. *Remote Sensing of Environment*, 108(4), 422-435.

Díaz Delgado, R., Lloret, F., Pons, X. 2003. Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24(8), 1751-1763.

Key, C.H., Benson, N.C. 1999. *The Normalized Burned Ratio, a Landsat TM radiometric index of burn severity incorporating multi-temporal differencing*. U.S. Department of the Interior Northern Rocky Mountain Science Center.

Key, C.H., Benson, N.C. 2006. *Landscape Assessment (LA). Sampling and Analysis Methods*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD.

Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM) 2013. Base Cartográfica SIOSE Andalucía. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del territorio. <https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam>

Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM) 2013. Mapa de Pendientes de Andalucía, (5x5 m). Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del territorio. <https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam>

Rojo, L., Alloza, J.A., García, S., Gilmen, T., Baeza, M. J., Vallejo, V.R. 2013. *Guía técnica para la gestión de montes quemados*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.

Utilización de las imágenes Sentinel-2 para cartografía de área quemada

Fernández-Manso, A. ⁽¹⁾, Fernández-Manso, O. ⁽²⁾, Quintano, C. ⁽³⁾, Marcos, E. ⁽⁴⁾, Calvo, L. ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Departamento de Ingeniería y Ciencias Agrarias, Universidad de León, Av. Astorga s/n, 24400-Ponferrada, España.

⁽²⁾ Agencia de Protección Civil, Junta de Castilla y León, Valladolid, España.

⁽³⁾ Departamento de Tecnología Electrónica, Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible, Universidad de Valladolid – INIA, C/Francisco Mendizábal, s/n, 47014-Valladolid, España.

⁽⁴⁾ Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Área de Ecología, Universidad de León, León, España.

Resumen: Los incendios forestales producen numerosas pérdidas (económicas, medioambientales, y en ocasiones también de vidas humanas) en los ecosistemas mediterráneos europeos. Los mapas de daños ocasionados por incendios forestales basados en imágenes de satélite están demostrando ser una herramienta útil para la gestión forestal post-incendio. A escala media (<100 m/píxel), las imágenes del satélite Landsat han sido las más comúnmente utilizadas. Sin embargo, los nuevos satélites Sentinel-2 brindan una oportunidad para mejorar el análisis de daños post-incendio. En este trabajo se ha llevado a cabo una estimación de los daños producidos por el gran incendio forestal (79,5 km²) ocurrido en Sierra de Gata (Cáceres) en Agosto de 2015. La estimación de daños se basó en índices espectrales obtenidos a partir de imágenes Sentinel-2 *MultiSpectral Instrument* (MSI), haciendo especial énfasis en los derivados de las bandas del límite del rojo (*red-edge*). El perímetro oficial del incendio forestal junto con la información aportada por el Servicio de Gestión de Emergencias (EMS) del programa Copernicus (ID: EMSR132) proporcionó la referencia verdad-terreno necesaria para medir la fiabilidad de la estimación de daños realizada. Un análisis Probit permitió demostrar que los índices que utilizan las bandas “*red-edge*” del Sentinel-2 MSI proporcionan una estimación de los daños con una fiabilidad adecuada. Trabajos futuros de investigación deberán validar la metodología propuesta en otras zonas de estudio, dentro de diferentes ecosistemas y con distintos regímenes de fuego.

Palabras clave: Sentinel-2, incendios forestales, área quemada, análisis Probit.

Abstract: Forest fires cause numerous losses (economic, environmental, and sometimes also human lives) in European Mediterranean ecosystems. Fire damage maps based on satellite imagery are an important tool for post-fire forest management. Landsat data have been the most commonly used at medium scale (<100 m/pixel). The new satellites Sentinel-2, however, provide an opportunity for post-fire damage analysis. The aim of this study is to obtain an accurate estimation of the burned area on the large forest fire (79.5 km²) occurred in Sierra de Gata (Spain) in August 2015. The estimation of the burned area was based on spectral indexes obtained from Sentinel-2 *MultiSpectral Instrument* (MSI) data. The official forest fire perimeter and the Copernicus information from the Emergency Management Service (EMS) (ID: EMSR132) provided the necessary ground-truth to measure the accuracy of the burned area estimated. Results showed that post-fire damage maps based on Sentinel-2 MSI “*red-edge*” spectral indexes provided an accurate estimation of the burned area. Future research should validate the proposed methodology in other study areas, within different ecosystems and fire regimes.

Keywords: Sentinel-2, forest fire, burned area, Probit analysis.

1. INTRODUCCIÓN

El uso de teledetección para la gestión de las zonas quemadas se desarrolló en las últimas décadas como se puede comprobar en la literatura disponible que aborda el tema, con la utilización de diferentes sensores y técnicas (Chuvieco, 2009). Los índices y variables derivadas de sensores remotos de mediana y alta resolución se presentan como alternativas de interés para la cartografía de áreas quemadas.

En este contexto, el Programa Europeo de Vigilancia Ambiental Copernicus dispone de los satélites Sentinel-2. El sensor *MultiSpectral Instrument* (MSI) a bordo de de la serie de satélites Sentinel-2 registra como gran novedad datos en el dominio espectral del límite del rojo (*red-edge*) cuya utilidad ha sido probada en aplicaciones agrícolas (Shang *et al.*, 2015); clasificación de uso del suelo y cubierta de la Tierra (Schuster *et al.*, 2012); y

el seguimiento de la cubierta forestal (Adamczyk y Osberger, 2015). No se encontró ningún estudio que relacionara las bandas “*red-edge*” y el área quemada, excepto el trabajo de Chuvieco *et al.* (2006) y Fernández-Manso *et al.* (2016). Ambos estudios indican que los índices estándar basados en bandas rojas e infrarrojas cercanas mejoran su comportamiento en relación al estudio de daño ocasionado por el fuego cuando se utilizan bandas “*red-edge*”.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Material

El área de estudio está situada en la Sierra de Gata (Cáceres), donde se produjo un incendio forestal del 6 al 11 de agosto de 2015, con una superficie afectada de 79,50 km² según estimación del programa europeo Copernicus (Figura 1).

La zona afectada por el incendio forestal, se caracteriza por presentar un relieve montañoso con variaciones de altitud entre los 274 y 1420 msnm. La pendiente media es del 25%, llegando en algunas zonas a pendientes extremas superiores al 150%. El clima es de tipo mediterráneo. Los principales usos del suelo afectados fueron: 25,65 km² de matorral (30%) y 34,52 km² (45%) de melojar.

Una imagen Sentinel-2A MSI (nivel de procesamiento L1C) adquirida el 29 de noviembre de 2015 fue descargada del Centro de Datos Científicos de la ESA. Es una imagen 3 meses y medio posterior al incendio por lo que es posible que las condiciones meteorológicas hayan podido eliminar parte de las cenizas, pero fue la única imagen disponible. El nivel de procesamiento 1C incluye correcciones radiométricas y geométricas con precisión subpíxel (ESA, 2015). El perímetro oficial del incendio fue utilizado como verdad-terreno, previamente contrastado con el proporcionado por el Servicio de Gestión de Emergencias (EMS) del programa Copernicus (ID: EMSR132), el cual se basa, principalmente, en la interpretación visual y delineación de imágenes del satélite Pléiades-1A/1B.

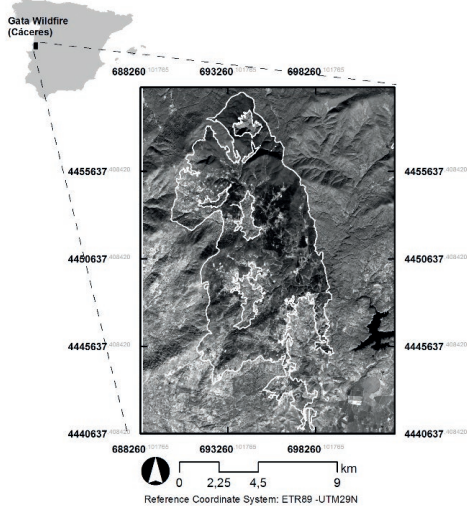


Figura 1. Perímetro del incendio estudiado y detalle de los niveles de severidad considerados.

3. MÉTODOS

Las bandas Sentinel-2A MSI fueron escaladas a reflectancia superficial mediante una corrección atmosférica basada en la Substracción de Objetos Oscuros (DOS) (Chávez, 1996). Su resolución espacial se homogeneizó a 20 m utilizando el método del vecino más próximo. A continuación, se calcularon un conjunto de índices espectrales. El trabajo se centró principalmente en aquellos índices que utilizan las bandas del “red-edge”. La selección de los índices se basó en los estudios previos de Segl *et al.* (2015) y Hill (2013), y sobre el trabajo de Shang *et al.* (2015) en relación con la banda “red-edge” del RapidEye. Además de los trabajos de

Gitelson *et al.* (2003), Sims y Gamon (2002), Merzlyak *et al.* (1999) y Chen (1996). En total se analizaron 18 índices espectrales (Tabla 1).

Tabla 1. Formulación de los índices espectrales del estudio.

Acronímico	Ecuación	Acronímico	Ecuación
NDVI	$\frac{(b8 - b4)}{(b8 + b4)}$	Clre	$\frac{b7}{b5} - 1$
NBR	$\frac{(b8 - b12)}{(b8 + b12)}$	NDre1	$\frac{(b6 - b5)}{(b6 + b5)}$
NDVire1	$\frac{(b8 - b5)}{(b8 + b5)}$	NDre1m	$\frac{(b6 - b5)}{(b6 + b5 - 2b1)}$
NDVire1n	$\frac{(b8a - b5)}{(b8a + b5)}$	NDre2	$\frac{(b7 - b5)}{(b7 + b5)}$
NDVire2	$\frac{(b8 - b6)}{(b8 + b6)}$	NDre2m	$\frac{(b7 - b5)}{(b7 + b5 - 2b1)}$
NDVire2n	$\frac{(b8a - b6)}{(b8a + b6)}$	SRre1	$\frac{(b6 - b1)}{(b5 - b1)}$
NDVire3	$\frac{(b8 - b7)}{(b8 + b7)}$	SRre2	$\frac{(b7 - b1)}{(b5 - b1)}$
NDVire3n	$\frac{(b8a - b7)}{(b8a + b7)}$	MSRre	$\frac{(b8/b5) - 1}{\sqrt{(b8/b5) + 1}}$
PSRI	$\frac{(b4 - b3)}{b6}$	MSRren	$\frac{(b8a/b5) - 1}{\sqrt{(b8a/b5) + 1}}$

NDVI: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada; NBR: cociente normalizado de área quemada; NDVire1, NDVire2 y NDVire3: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada Red-edge (con b5, b6 y b7); NDVire1n, NDVire2n y NDVire3n: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada Red-edge modificados (b8a); PSRI: Índice de Reflectancia de Senescencia de Plantas; Clre: Índice de Clorofila Red-edge; NDre1y NDre2: Diferencia normalizada Red-edge; NDre1my NDre2m: Diferencia normalizada Red-edge modificados; SRre1 y SRre2; Ratio simple Red-edge 1 y 2; MSRre: Ratio Simple Modificado Red-edge.
 Bandas Sentinel-2: b2 (490 nm), b3 (560 nm), b4 (665 nm), b5 (705 nm), b6 (740 nm), b7 (783 nm), b8 (842 nm), b8a (865 nm), b11 (1610 nm) y b12 (2190 nm).

Un total de 400 parcelas (300 en la zona quemada y 100 en la zona no quemada) se definieron en la imagen de referencia realizando un muestreo aleatorio. El 70% de las parcelas se utilizaron para definir el modelo y el 30% para su validación.

En el estudio se optó por utilizar un análisis Probit, metodología análoga a la Regresión Logística puesto que está diseñado para ajustar un modelo de regresión en el cual la variable dependiente Y caracteriza un evento con sólo dos posibles resultados (quemado y no quemado, en este caso). El análisis Probit está aconsejado cuando existe desequilibrio entre el número de muestras tomadas en cada categoría, como ocurre en el presente estudio. Este procedimiento permitirá estimar el valor del índice espectral para considerar una zona como área quemada o no quemada.

El análisis Probit relaciona la probabilidad de ocurrencia P del resultado explicado por Y con las variables predictoras X. El modelo toma la forma

$P(X) = \Phi(\beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_k X_k)$. Donde $\Phi(Z)$ es la función de distribución acumulada normal estándar. Para poder comparar los modelos se consideraron 3 criterios:

- Porcentaje de Desviación (PD): el porcentaje de desviación explicada por el modelo.
- Razón de verosimilitud Chi-cuadrado (RSCC): El objetivo de esta razón es contrastar la hipótesis de independencia entre las variables.
- Análisis de Residuos: Se incluyen el cuadrado medio del error (CME) y el error medio (EM).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 2 se muestran los Porcentajes de Desviación (PD) de los modelos obtenidos en el análisis Probit. Los índices NDVIre1, NDVIre1n y Clre que utilizan bandas “red-edge” obtienen mejores ajustes que NDVI y NBR. Fernández-Manso *et al.* (2016) en un estudio sobre severidad, encontraron que las versiones NDVI basadas en longitudes de onda de “red-edge” cercanas a rojo (NDVIre1, NDVIre1n) proporcionan un estadístico pseudo-R² mayor que NDVI cuando se relacionaron con mediciones de severidad de incendio. El mismo estudio encontró similares pseudo-R² valores en índices espectrales que utilizan NIR y “red-edge” como Clre, concluyendo que los índices que utilizan bandas “red-edge” Sentinel-2 (b6 y b7) junto a las bandas Sentinel-2 NIR (b8 y b8a) mostraron los valores más altos de correlación con el nivel de severidad. Sorprendentemente, las bandas Sentinel-2 SWIR mostraron los valores más bajos, quizás debido entre otras cosas al retraso de la imagen respecto a la fecha del incendio.

El presente estudio no halló diferencias importantes entre los índices espectrales basados en el NIR de banda ancha (b8) y los mismos índices basados en el NIR de banda estrecha (b8a). De forma similar a Chuvieco *et al.* (2006), quienes relacionaron índices basados en “red-edge” y área quemada, observando que el NDVI proporcionó pseudo-R² menores que las versiones de NDVI basadas en longitudes de onda “red-edge” cercanas a rojo (NDVIre1, NDVIre1n). Además, también observaron una alta correlación entre las bandas de SWIR y el área quemada. Este hecho no ha podido ser probado en este estudio dado que se obtuvieron bajos valores PD de las estadísticas en las bandas SWIR. Esto puede ser debido a dos hechos: el área quemada de su estudio comprendía una gran extensión de arbustos y tierras agrícolas y no sólo de bosque, y el tiempo transcurrido desde el incendio pudo haber eliminado las cenizas.

En la Tabla 2 se comprueba que la Razón de verosimilitud Chi-cuadrado es significativa luego se demuestra la independencia entre variables. También en la misma tabla podemos observar los coeficientes de los modelos obtenidos con el análisis Probit. Además, el análisis de residuos (CMR y EM) permite comprobar que éstos son más bajos en los modelos basados en los índices NDVIre1, NDVIre1n y Clre.

Tabla 2. Principales resultados del análisis Probit.

	PD	Chi	Modelo Estimado			Residuos	
			C	I	CME	EM	
NDVI	62,97	0,0000	9,95	-16,81	0,029	0,033	
NBR	55,97	0,0000	2,43	-8,07	0,040	0,029	
NDVIre1	67,15	0,0000	9,71	-23,94	0,034	0,018	
NDVIre1n	63,87	0,0000	10,63	-23,94	0,030	-0,014	
NDVIre2	8,31	0,0000	1,48	-9,89	0,097	-0,015	
NDVIre2n	0,28	0,0255	1,47	-6,34	0,105	-0,001	
NDVIre3	0,92	0,0071	0,71	-4,59	0,104	-0,001	
NDVIre3n	3,86	0,0000	-0,37	15,80	0,100	-0,001	
PSRI	48,89	0,0000	-0,30	24,59	0,049	0,010	
Clre	61,01	0,0000	4,71	-3,57	0,0311	-0,019	
NDre1	60,78	0,0000	6,39	-19,33	0,033	0,007	
NDre1m	33,38	0,0000	3,88	-7,83	0,066	-0,020	
NDre2	61,56	0,0000	7,50	-19,11	0,031	-0,004	
NDre2m	33,34	0,0000	3,62	-6,46	0,065	-0,028	
SRre1	29,65	0,0000	2,49	-0,77	0,023	-0,023	
SRre2	30,18	0,0000	2,35	-0,59	0,022	-0,029	
MSRre	48,82	0,0000	4,21	-7,70	0,051	0,015	
MSRren	48,81	0,0000	5,12	-8,29	0,047	-0,000	

PD: Porcentaje de Desviación; Chi: Razón de verosimilitud Chi-cuadrado; Modelo Estimado: C: constante; I: intercepto; Análisis de Residuos: CME: Cuadrado Medio del Error; EM: Error Medio.

5. CONCLUSIONES

Los índices espectrales Sentinel-2 MSI más adecuados para discriminar el área quemada son los índices basados en NIR y longitudes de onda “red-edge”, asociadas principalmente a variaciones en la estructura foliar y en el contenido de clorofila, respectivamente. Los datos del sensor MSI de Sentinel-2, con mayores resoluciones espectrales, espaciales y temporales que los datos del sensor OLI del Landsat-8, pueden contribuir a evaluar con precisión el área quemada y aumentar la adecuación de las estrategias para la cuantificación de daños. Sin embargo, se necesitan investigaciones futuras para extender las conclusiones de este trabajo preliminar a otros ecosistemas y regímenes de incendios forestales.

6. AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro al Servicio de Prevención y Extinción de incendios de Extremadura por la colaboración en este estudio.

El trabajo se enmarca dentro de los proyectos: GESFIRE (AGL2013-48189-C2-1-R) financiado por el ministerio español de Economía y Competitividad y el Fondo de desarrollo Regional Europeo, y FIRECYL (LE033U14), financiado por el gobierno de la comunidad autonómica de Castilla y León.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Adamczyk, J., Osberger, A. 2015. Red-edge vegetation indices for detecting and assessing disturbances in Norway spruce dominated mountain. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 37, 90-99.
- Chávez, P.S. 1996. Image-Based Atmospheric Corrections - Revisited and Improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62, 1025-1036.

- Chen, J. 1996. Evaluation of Vegetation Indices and Modified Simple Ratio for Boreal Applications. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 22, 229-242.
- Chuvieco, E., Riaño, D., Danson, F.M., Martín, P. 2006. Use of radiative transfer model to simulate to postfire spectral response to burn severity. *Journal of Geophysical Research*, 111, G04S09.
- Chuvieco, E. (Ed). 2009. *Earth Observation of Wildland Fires in Mediterranean Ecosystems*. New York: Springer.
- ESA, European Spatial Agency. 2015. *Sentinel- 2 user handbook*. ESA Standard Document. 64 p.
- Fernández-Manso, A. Fernández-Manso, O., Quintano; C. 2016. SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 50, 170-175.
- Gitelson, A.A., Gritz, Y., Merzlyak, M. 2003. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. *Journal of Plant Physiology*, 160, 271-282.
- Hill, M.J. 2013. Vegetation index suites as indicators of vegetation state in grassland and savanna: An analysis with simulated SENTINEL-2 data for a North American transect. *Remote Sensing of Environment*, 137, 94-111.
- Merzlyak, J.R., Gitelson, A.A., Chivkunova, O. B., Rakitin, V.Y. 1999. Non-destructive optical detection of pigment changes during leaf senescence and fruit ripening. *Physiologia Plantarum*, 106, 135-141.
- Schuster, C., Förster, M., Kleinschmit, B. 2012. Testing the red-edge channel for improving land-use classifications based on high-resolution multi-spectral satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 33, 5583-5599.
- Segl, K., Guanter, L., Gascon, F., Kuester, T., Rogass, C., Mielke, C. 2015. S2eteS: And end-to-end modelling tool for the simulation of Sentinel-2 image products. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 53, 5560-5571.
- Shang, J., Liu, J., Ma, B., Zhao, T., Jiao, X., Geng, X., Huffman, T., Kovacs, J.M., Walters, D. 2015. Mapping spatial variability of crop growth conditions using RapidEye data in Northern Ontario, Canada. *Remote Sensing of Environment*, 168, 113-125.
- Sims, D., Gamon, J. 2002. Relationships Between Leaf Pigment Content and Spectral Reflectance Across a Wide Range of Species, Leaf Structures and Developmental Stages. *Remote Sensing of Environment*, 81, 337-354.

Cartografía de área quemada en la región de Siberia nororiental utilizando datos LTDR entre 1982 y 2015

García Lázaro, J. R. ⁽¹⁾, Moreno Ruiz, J. A. ⁽¹⁾, Barón Martínez, J. ⁽¹⁾, Riaño, D. ⁽²⁾, Arbelo Pérez, M. ⁽³⁾

⁽¹⁾ Departamento de Informática, Universidad de Almería, Carretera de San Urbano s/n, 04120-La Cañada de San Urbano, Almería, España. jrgarcia@ual.es, jamoreno@ual.es, jbaron@ual.es

⁽²⁾ Center for Spatial Technologies and Remote Sensing (CSTARS), University of California, 250-N, The Barn, One Shields Avenue, Davis, CA 95616-8617, USA. driano@ucdavis.edu

⁽³⁾ Departamento de Física, Universidad de La Laguna, 38206-Santa Cruz de Tenerife, España. marbelo@ull.es

Resumen: Se ha desarrollado un algoritmo basado en un clasificador bayesiano (BA) para cartografiar áreas quemadas en regiones boreales a partir de imágenes diarias de satélite. El algoritmo se aplicó a la región nororiental de Siberia (70°N 120°E – 60°N 170°E) utilizando el conjunto de datos *Long Term Data Record* (LTDR) de resolución espacial de 0,05° (~ 5 km). Se utilizaron los canales de reflectancia de superficie 1 y 2 (0,5 - 0,7 μm; 0,7 - 1,0 μm) y el canal 3 de temperatura de brillo (3,55 - 3,93 μm) del sensor *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR) en los periodos 1982-1999 y 2009-2015. Para el período 2000-2008, el algoritmo utilizó las reflectancias de superficie corregidas BRDF banda 1 (0,62 - 0,67 μm), BRDF banda 2 (0,84 - 0,88 μm) y la temperatura de brillo en el tope de la atmósfera (TOA) banda 31 (10,78 - 11,28 μm) del sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS). Se llevó a cabo una comparativa de la serie anual de estimaciones de áreas quemadas producidas por el algoritmo BA-LTDR con las respectivas series temporales de los productos de área quemada de MODIS MCD45A1 y MCD64A1. Los resultados mostraron un patrón temporal similar en los años comunes para la región de estudio, con una alta correlación en la estimación del área quemada anual para todos los productos. La exactitud espacial de las áreas quemadas se evaluó mediante escenas Landsat-TM en toda la región para los años 2002, 2010 y 2011. Todos los productos de área quemada analizados subestimaron el área quemada total en la región de estudio para esos años. Aunque el producto MCD64A1 mostró los mejores resultados, BA-LTDR obtuvo exactitudes superiores al producto MCD45A1 mostrándose como una alternativa fiable y coherente para cartografiar áreas quemadas mediante teledetección.

Palabras clave: LTDR, MCD64A1, MCD45A1, Área quemada, Siberia.

Burned area mapping in the North-Eastern Siberian using LTDR between 1982 and 2015

Abstract: An algorithm based on a Bayesian classifier has been developed to map burned areas in the boreal region of North-Eastern Siberia (70°N 120°E - 60°N 170°E). The algorithm was applied to the Long Term Data Record (LTDR) data set, with a spatial resolution of 0.05° (~ 5 km), using surface reflectance for channel 1 (0.5-0.7 μm), surface reflectance for channel 2 (0.7-1.0 μm), and the brightness temperature for channel 3 (3.55-3.93 μm) from the Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) sensor for the periods 1982-1999 and 2009-2015. For the period 2000-2008, the algorithm used the corrected surface reflectance BRDF band 1 (0.62-0.67 μm), BRDF band 2 (0.84-0.88 μm) and the brightness temperature at the top of the atmosphere (TOA) of the band 31 (10.78-11.28 μm) from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensor. The annual burned areas series produced by the BA-LTDR algorithm was compared with the respective time series of the MODIS MCD45A1 and MCD64A1 burned-area products. The results show a similar temporal pattern in the common years for the study region, with a high correlation in the estimation of annual burned area for all products. The spatial accuracy of the burned areas was assessed using Landsat-TM scenes throughout the study region for the years 2002, 2010 and 2011. All burned area products analysed underestimated the total burned area in the region of study for those years. Although MCD64A1 showed the best overall results, the BA-LTDR algorithm improved the results of MCD45A1 and proved to be a reliable and coherent alternative for mapping burned areas from 1982 to the present through remote sensing.

Keywords: LTDR, MCD64A1, MCD45A1, Burned Area, Siberia.

1. INTRODUCCIÓN

Las imágenes obtenidas de sensores a bordo de satélites constituyen una fuente valiosa de información para el estudio de variables ambientales tanto a escala global como a escala local. El gran volumen de datos generado hace necesario la utilización de complejos sistemas informáticos para su procesamiento. Moreno *et al.*,

(2014a) desarrollaron una herramienta software para la detección de áreas quemadas en series temporales de imágenes, y ha sido aplicada con éxito en regiones de bosque boreal de Norte América utilizando imágenes diarias del conjunto de datos *Long-Term Data Record* (LTDR) con una resolución espacial de 0,05° (~5 km), en los periodos 1982-1998 (Moreno *et al.*, 2012) y 2001-

2010 (Moreno *et al.*, 2014b), así como en el año 2000 (Núñez *et al.*, 2013).

El objetivo principal de este trabajo ha consistido en la adaptación de dicha herramienta a la región boreal de Siberia y la comparación de los resultados obtenidos con otros productos de área quemada disponibles.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se han utilizado imágenes diarias *Long Term Data Record* (LTDR), con una resolución espacial de 0,05° (~5 km). La versión 4 de LTDR de esta serie incluye la reflectancia de superficie para el canal 1 (0,5-0,7 μm), la reflectancia de superficie para el canal 2 (0,7-1,0 μm), y la temperatura de brillo para el canal 3 (3,55-3,93 μm) del sensor *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR) a bordo de satélites de la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA), en los periodos 1982-1999 y 2009-2015. Para el periodo 2000-2008, el algoritmo utilizó la versión 3 de LTDR, que incluye las reflectancias de superficie corregidas BRDF banda 1 (0,62-0,67 μm), BRDF banda 2 (0,84-0,88 μm) y la temperatura de brillo en el tope de la atmósfera (TOA) de la banda 31 (10,78-11,28 μm) del sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) a bordo de los satélites Terra y Aqua de la *National Aeronautics and Space Administration* (NASA).

2.1. Región de estudio

La región de estudio (Figura 1) está delimitada espacialmente al área rectangular con coordenadas geográficas de la esquina superior izquierda (70°N, 120°E), y esquina inferior derecha (60°N, 170°E), e incluye la región de bosque boreal nororiental de Siberia.



Figura 1. La región de estudio delimitada por línea negra: bosque boreal del Noreste de Siberia.

Dicha región fue seleccionada por su similitud y proximidad geográfica a la región boreal de Alaska, la cual ha sido ampliamente estudiada debido a la disponibilidad y accesibilidad de los perímetros de áreas quemadas desde la era pre-Modis, a partir de las bases de datos de los servicios forestales de Canadá, *Canadian Forest Service National Fire Database* (CFSNFD), y Alaska, *Alaska Fire Service* (AFS).

2.2. Algoritmo de detección de área quemada BA-LTDR

El algoritmo bayesiano (Moreno *et al.*, 2014b) diseñado para la detección de área quemada en la región boreal de Norte América fue adaptado a la región boreal de Siberia Noreste mediante un re-entrenamiento para adecuar los parámetros del clasificador a la dinámica de la vegetación frente al fuego. Se utilizó como año de entrenamiento el año 2010, pero debido a la no disponibilidad de datos oficiales de perímetros de áreas quemadas, se optó por construir inicialmente un primer conjunto de entrenamiento a partir de perímetros de áreas quemadas derivados del producto MCD64A1. Tras entrenar el clasificador y aplicarlo al año 2010, se construyó un segundo conjunto de entrenamiento más preciso a partir de imágenes Landsat-TM post-fuego de las grandes áreas quemadas (mayores de 1000 ha) identificadas por el algoritmo bayesiano y por los productos MCD64A1 y MCD45A1. Tras el segundo entrenamiento, se construyó la versión definitiva del clasificador ajustando algunos parámetros del post-procesamiento para obtener la estimación más precisa de área quemada total.

2.3. Productos de área quemada analizados

Los resultados obtenidos por el algoritmo BA-LTDR fueron comparados en una base anual con los productos de área quemada derivados del sensor MODIS, MCD64A1 y MCD45A1, los cuales están disponibles a partir del año 2000. Para la era pre-modis, se utilizó la *Global Fire Emissions Database* (GFED-4) disponible a partir de 1995. En la Tabla 1 se muestran las principales características de los productos de área quemada analizados en este estudio.

Tabla 1. Productos de área quemada analizados.

Producto	MCD64A1	MCD45A1	GFED-4	BA-LTDR
Cubierta	Global	Global	Global	Siberia NE
Sensor	MODIS	MODIS	VIRS y ATSR	AVHRR y MODIS
Satélite	Terra y Aqua	Terra y Aqua	ERS	NOAA, Terra Aqua
Periodo	2000-15	2000-15	1995-2000	1982-2015
Resolución Espacial	500 m	500 m	0,25° (~25 km)	0,05° (~5 km)
Resolución temporal	Diaria	Diaria	Mensual	10 días
Algoritmo	(Giglio <i>et al.</i> , 2009)	(Roy <i>et al.</i> , 2002)	(Giglio <i>et al.</i> , 2013)	(Moreno <i>et al.</i> , 2014b)

Se construyeron mapas anuales para los diferentes productos de área quemada en sus respectivas resoluciones espaciales nativas para la región de estudio en el periodo 1982-2015, que luego fueron re-proyectados a una proyección Albers cónica equiárea, calculándose a continuación la superficie quemada anual, y representado finalmente la distribución temporal de área quemada de los diferentes productos.

2.4. Evaluación de la exactitud de los resultados

Debido a la no disponibilidad de datos oficiales de los perímetros de las áreas quemadas, se diseñó un conjunto

de datos de referencia a partir de imágenes Landsat-TM de 30 m de resolución espacial obtenidas de la base de datos del *United States Geological Survey* (USGS). Solo se consideraron los años 2002, 2010 y 2011, por ser respectivamente el año de entrenamiento del algoritmo BA-LTDR (2010) y los dos años con mayores discrepancias detectadas entre los productos BA-LTDR y MCD64A1 (2010 y 2011). No se pudo seleccionar ningún año de la era pre-Modis por la no disponibilidad de imágenes Landsat-TM en la base de datos de USGS en dichos años.

Se seleccionaron inicialmente los fuegos mayores de 1000 ha identificados en todos los productos de área quemada analizados, y se delimitaron sus perímetros a partir de imágenes post-fuego, utilizando la combinación de bandas SWIR (2,09-2,35 μm), NIR (0,77-0,90 μm) y RED (0,63-0,69 μm). A partir de los perímetros de las áreas quemadas, se construyeron mapas anuales de referencia para los años 2002, 2010 y 2011, a 500 m de resolución espacial en proyección Albers cónica equiárea. En la Tabla 2 se muestran el número de áreas quemadas identificadas en cada año así como el área total quemada.

Tabla 2. Datos de referencia para los años analizados obtenidos a partir de imágenes Landsat-TM post-fuego.

Año	N° de fuegos identificados	Área quemada total (ha)
2002	113	4103748,09
2010	88	1940381,73
2011	58	1176964,11
Total	259	7221093,93

Para evaluar la exactitud temporal de cada producto de área quemada, se calcularon los porcentajes relativos de área quemada anual de cada producto analizado con respecto a los datos de referencia. Para evaluar la exactitud espacial, se realizó en primer lugar un análisis anual de regresión lineal de las proporciones de área quemada en rejillas de 50x50 km distribuidas uniformemente sobre toda la región de estudio para cada producto de área quemada frente a los datos de referencia. A continuación, se calcularon las matrices de error y sus índices derivados de interés (errores de comisión y de omisión) considerando también un tamaño de píxel de 50 km para prevenir errores derivados de la geo-referenciación de las imágenes.

3. RESULTADOS

3.1. Mapas anuales de áreas quemadas en Siberia NE en el periodo 1982-2015

La Figura 2 muestra la distribución espacial de las áreas quemadas en Siberia NE en el año 2002 obtenidas al aplicar el algoritmo BA-LTDR a la serie temporal de datos LTDR.

En la Figura 3 se han representado mini-escenas con algunas de las áreas quemadas más significativas identificadas por BA-LTDR en el año 2002, junto con el perímetro de área quemada obtenido a partir de imágenes Landsat-TM post-fuego.

3.2. Distribución anual de área quemada

En la Figura 4, se muestra la distribución temporal del área quemada anual para los productos de área quemada analizados, en los períodos en que están disponibles.



Figura 2. Mapa de área quemada del año 2002 de la región boreal de Siberia NE obtenidos a partir del conjunto de datos LTDR. Interpretación de los colores: rojo: quemado, verde: no quemado, azul: agua.

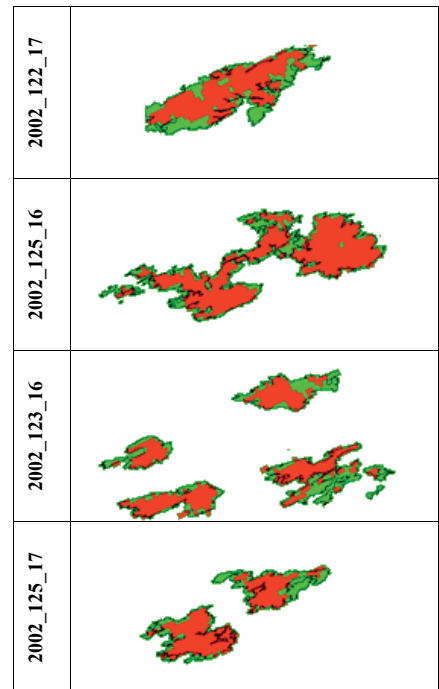


Figura 3. Sub-escenas (300 km x 150 km) de los mapas anuales de áreas quemadas seleccionadas (año_path_row). Interpretación de los colores: rojo: quemado, verde: quemado no detectado, negro: perímetro de referencia del área quemada.

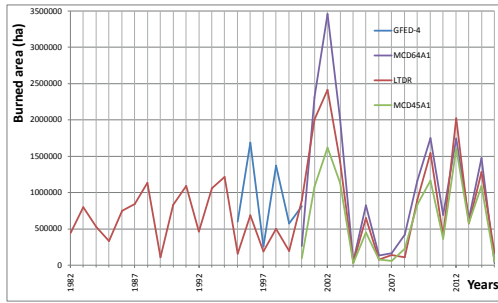


Figura 4. Distribución anual de área quemada.

3.3. Evaluación de la exactitud espacio-temporal

La siguiente tabla muestra los resultados de la evaluación de la exactitud temporal de los productos de área quemada analizados frente a los datos de referencia.

Tabla 3. Porcentajes relativos de área quemada anual detectada frente a los datos de referencia (Landsat-TM).

Año	Landsat-TM (ha)	MCD64A1 (%)	MCD45A1 (%)	BA-LTDR (%)
2002	4103748,09	84,28	39,37	58,87
2010	1940381,73	90,08	59,96	79,48
2011	1176964,11	58,76	30,85	33,71
Total	7221093,93	81,68	43,51	60,31

En las siguientes tablas se muestran los resultados de la evaluación de la exactitud espacial de los productos de área quemada analizados frente a los datos de referencia.

Tabla 4. Análisis de regresión lineal de las proporciones de área quemada en píxeles de 50 km de MCD64A1, MCD45A1 y BA-LTDR frente a los datos de referencia.

Año	MCD64A1		MCD45A1		BA-LTDR	
	Slope	R ²	Slope	R ²	Slope	R ²
2002	0,84	0,96	0,41	0,83	0,73	0,88
2010	0,79	0,85	0,63	0,78	0,85	0,78
2011	0,41	0,63	0,19	0,47	0,16	0,17
Total	0,78	0,89	0,44	0,73	0,70	0,77

Tabla 5. Errores de comisión y omisión de los productos de área quemada MCD64A1, MCD45A1 y BA-LTDR en píxeles de 50 km frente a los datos de referencia.

Año	MCD64A1		MCD45A1		BA-LTDR	
	Comis	Omis	Comis	Omis	Comis	Omis
2002	0,04	0,17	0,03	0,61	0,06	0,38
2010	0,11	0,18	0,04	0,42	0,22	0,34
2011	0,13	0,45	0,13	0,70	0,43	0,77
Total	0,07	0,22	0,05	0,57	0,15	0,43

4. CONCLUSIONES

Se ha adaptado con éxito una herramienta software para la detección de áreas quemadas en bosque boreal para la región nororiental de Siberia usando imágenes diarias del conjunto de datos LTDR, generándose los mapas anuales de las áreas quemadas para dicha región en el periodo

1982-2015. La distribución anual de áreas quemadas en dicho periodo sigue un patrón fuertemente correlacionado con el de los productos de área quemada MCD64A1 y MCD45A1 de mejor resolución espacial en los años en que éstos están disponibles. En los tres años en los que se evaluó la exactitud espacio-temporal, todos los productos de área quemada sub-estiman el área total quemada con respecto a los datos de referencia. Aunque MCD64A1 mostró los mejores resultados generales, el algoritmo BA-LTDR mejoró los resultados de MCD45A1 y mostró ser una alternativa fiable y coherente para cartografiar áreas quemadas desde 1982 hasta la actualidad mediante teledetección.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo está financiado por MINECO a través del proyecto CGL2013-48202-C02-02. Un especial agradecimiento a las Agencias y Servicios de procesamiento de datos de satélite de NASA, NOAA y USGS, las cuales han suministrado la mayor parte de las imágenes empleadas en este trabajo.

6. BIBLIOGRAFÍA

Giglio, L., Loboda, T., Roy, D.P., Quayle, B., Justice, C. O., 2009. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. *Remote Sensing of Environment*, 113, 408-420.

Giglio, L., Randerson, J.T., van der Werf, G.R., 2013. Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4). *Journal of Geophysical Research*, 118(1), 317-328.

Moreno-Ruiz, J.A., García-Lázaro, J.R., Riaño, D., 2014a. Desarrollo de una metodología para la detección de cambios de la cubierta vegetal en series temporales de imágenes de satélite diarias. Aplicación a la detección de áreas quemadas. *Revista de teledetección*, 42, 11-28.

Moreno Ruiz, J.A., García-Lázaro, J.R., Águila Cano, I., Leal, P. 2014b. Burned area mapping in the North American boreal forest using terra-MODIS LTDR (2001-2011): A comparison with the MCD45A1, MCD64A1 and BA GEOLAND-2 products. *Remote Sensing*, 6(1), 815-840.

Moreno Ruiz, J.A., Riaño, D., Arbelo, M., French, N.H.F., Ustin, S.L., Whiting, M.L. 2012. Burned area mapping time series in Canada (1984-1999) from NOAA-AVHRR LTDR: A comparison with other remote sensing products and fire perimeters. *Remote Sensing of Environment*, 117(0), 407-414.

Núñez-Casillas, L., García-Lázaro, J.R., Moreno Ruiz, J.A., Arbelo, M. 2013. A Comparative Analysis of Burned Area Datasets in Canadian Boreal Forest in 2000. *The Scientific World Journal*, 13.

Roy D.P., Lewis P.E., Justice C.O. 2002. Burned area mapping using multitemporal moderate spatial resolution data - a bi-directional reflectance model-based expectation approach. *Remote Sensing of Environment*, 83, 263-286.

Análisis de procesos de regeneración en grandes incendios forestales a partir de series temporales de Landsat: caso de estudio en Uncastillo (Zaragoza)

Martínez, S. (*), Chuvieco, E., Aguado, I., Salas, J.

Grupo de Investigación en Teledetección Ambiental. Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá, Calle Colegios, 2-28801, Alcalá de Henares, Madrid, España.

(*camboxurado@gmail.com, (*)susana.martinezs@uah.es, emilio.chuvieco@uah.es, inmaculada.aguado@uah.es, javier.salas@uah.es.

Resumen: El objetivo de este estudio es caracterizar los patrones de regeneración natural forestal post-incendio en diferentes condiciones ambientales y atendiendo a niveles de severidad diferentes. Se ha empleado el algoritmo LandTrendr para caracterizar las trayectorias temporales a nivel de pixel identificando eventos de perturbación y regeneración a lo largo de treinta años. Una regresión lineal múltiple de mínimos cuadrados (OLS) ha permitido identificar algunas de las variables que mejor contribuyen a la predicción de la dinámica de regeneración post-incendio.

Palabras clave: incendios forestales, GeoCBI, severidad, regeneración, series temporales, Landsat, LandTrendr.

Analysis of recovery processes in large wildfires from Landsat time series: case study in Uncastillo (Zaragoza)

Abstract: The objective of this study is to characterize the natural post-wildfire recovery patterns in different environmental conditions and attending to different levels of burn severity. The LandTrendr algorithm has been used to characterize temporal trajectories at the pixel level, identifying disturbance and recovery events over thirty years. A multiple linear regression of least squares (OLS) has allowed to identify the variables that best contribute to the prediction of post-wildfire regeneration dynamics.

Keywords: wildland fires, GeoCBI, burn severity, recovery, temporal series, Landsat, LandTrendr.

1. INTRODUCCIÓN

En ecosistemas forestales la caracterización de procesos de regeneración natural que siguen a perturbaciones intensas, como son los grandes incendios forestales, así como el cálculo de modelos de predicción, son cuestiones de interés global en el contexto actual por sus implicaciones en el ciclo del carbono y los servicios de los ecosistemas (Pflugmacher *et al.*, 2014). No son bien conocidas las ratios de regeneración asociadas a este tipo de perturbaciones y, sin embargo, es de gran interés conocer en qué medida y a qué ritmo las áreas forestales recuperan una condición similar a la anterior a la perturbación (Bartels *et al.*, 2016), así como aquellos factores que más condicionan esa dinámica. La disponibilidad actual de imágenes Landsat facilitan la aplicación de series temporales largas en la caracterización y cuantificación de procesos de perturbación y regeneración.

El objetivo de este estudio es caracterizar los patrones de regeneración natural forestal post-incendio en diferentes condiciones ambientales y atendiendo a niveles de severidad diferentes. Se parte de la hipótesis de que las ratios de regeneración de la vegetación forestal pueden estar altamente relacionadas, al menos en los primeros años post-incendio, con el contenido en humedad del suelo y de la vegetación, la exposición topográfica (relativa a altitud, pendiente y exposición solar), así como con la severidad del quemado.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El incendio de Uncastillo (Zaragoza) tuvo lugar el 16 de Julio de 1994 por causas naturales (rayo) afectando a una superficie próxima a los 80 km² en la región prepirenaica, representando uno de los más relevantes de entre los ocurridos ese año en la Península Ibérica. El incendio afectó a los municipios de Uncastillo y Sos del Rey Católico (Zaragoza) y Petilla de Aragón (Navarra) (Figura 1), en un área de régimen climático mediterráneo con una precipitación media anual de 480 mm y temperatura media de 14°C, y dominado por bosques de



Figura 1. Localización del incendio forestal de Uncastillo en la región prepirenaica.

frondosas de diferentes especies del género *Quercus* y formaciones de coníferas con *Pinus halepensis* y *nigra* como dominantes.

2.2. Datos de entrada

Para el estudio se han seleccionado un total de 48 imágenes de verano (julio y agosto) de la serie histórica de Landsat (path/row 200/031) tomadas por los sensores TM y ETM+ entre los años 1984 a 2014, mediante los servidores del *United States Geological Survey* (USGS) (USGS/NASA *Earth Explorer*: <https://espa.cr.usgs.gov/login?next=https%3A%2F%2Fespa.cr.usgs.gov%2F>) y de la Agencia Espacial Europea (ESA) (<https://earth.esa.int/web/guest/eoli>). La coherencia entre las imágenes de los dos servidores se ha garantizado por medio del ajuste de su geometría espacial y de su radiometría. Las imágenes de la colección USGS pertenecen al Proyecto LEDAPS (*Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System*) de la NASA, que convierte las imágenes brutas a reflectividad de superficie empleando rutinas desarrolladas para el instrumento Terra MODIS (Masek et al., 2006). Las imágenes ESA han sido corregidas según LEDAPS a través de la Versión 2 del código USGS EROS Center (<https://github.com/usgs>). Obtenidas las reflectividades de superficie se calcularon los índices de Verdor (TC_G), Humedad (TC_W), Brillo (TC_B) y Ángulo (TC_A) aplicando un proceso de Tasseled-cap (TC) (Chuvieco, 2016). Para cada uno de los índices TC, utilizando el código *LandsatLinkr* (<https://github.com/jdbcode/LandsatLinkr>), se generaron compuestos anuales de píxeles en los que el valor espectral de cada píxel es tomado a partir de la imagen más próxima a la mediana del día Juliano (1 a 365) de entre las disponibles, o iterativamente de la más próxima a esa fecha si el píxel en la fecha óptima fuera un píxel con nubes o sin datos. El perímetro quemado fue identificado mediante el uso del software *Burned Area Algorithm* (BAMS) (Bastarrika et al., 2014), que se basa en la definición de umbrales sobre una combinación de índices espectrales y métodos de clasificación supervisada de doble fase.

2.3. Identificación de las trayectorias de regeneración

El algoritmo *LandTrendr* (*Landsat-based Detection of Trends in Disturbance and Recovery*), desarrollado por Kennedy et al. (2010), ha sido aplicado sobre las imágenes Landsat (compuestos anuales) con el fin de identificar y cartografiar todos los procesos históricos de perturbación y regeneración forestal que han ocurrido a nivel de píxel en el área de estudio. *LandTrendr*, siguiendo procesos de regresión y ajustes iterativos, identifica vértices en la trayectoria de cada píxel que representan años de cambio y que delimitan segmentos lineales que corresponden a procesos estables entre dos vértices. Los valores espectrales de cada año han sido extraídos usando una ventana kernel de 3×3 que permite mantener un adecuado nivel de detalle espacial, eliminando a la vez el posible error de corregistro entre las imágenes de la serie.

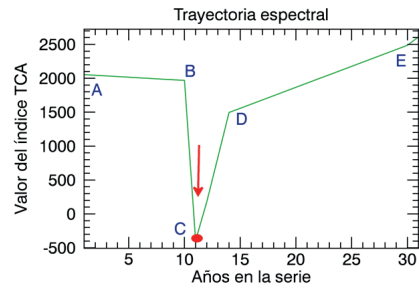


Figura 2. Ejemplo de trayectoria espectral para un único píxel en la serie temporal (1984-2014). Segmento AB (1984-1993): estabilidad. 1994 (punto C, año 11 de la serie): caída importante del valor del índice. Segmentos CD (1994-1998) y DE (1998-2013): regeneración de distinta pendiente.

2.4. Datos empleados en la modelización

Tomando el área de Uncastillo como una primera zona apropiada para testar e identificar la importancia relativa de variables ambientales potencialmente implicadas en los procesos de regeneración, se han tenido en consideración las siguientes variables:

- La variable seleccionada como indicador del grado de regeneración post-incendio (var. dependiente) es el componente angular del TC, calculado como $TC_A = \arctan(TC_G/TC_B)$. TC_A fue inicialmente definido y probado eficientemente por Powell et al. (2010) para describir el gradiente del porcentaje de cobertura vegetal. Los valores de TC_A tomados corresponden al año +7 posterior al incendio y definidos en la trayectoria de cada píxel una vez que ésta ha sido ajustada y segmentada (valor *fitted*, TC_{Af}). Los píxeles finalmente incluidos en el análisis corresponden a áreas ocupadas por especies forestales rebrotadoras fundamentalmente de la especie *Quercus faginea*, identificadas utilizando información procedente del Mapa Forestal de España del año 1990 así como de *CORINE Land Cover* de la misma fecha.
- Los datos climáticos relativos a la precipitación se han tomado de la base de datos MOPREDAS desarrollada por González-Hidalgo et al. (2011) que contiene datos mensuales de precipitación del periodo 1950-2010 en España en una cuadrícula de $1/10$ de grado de longitud y latitud. En base a esta colección de datos climáticos, y con el fin de detectar anomalías, se han estandarizado los valores de precipitación a nivel de píxel para la precipitación acumulada en el periodo de diciembre a mayo, siguiendo el siguiente cálculo:
 $z = (X - \mu) / \sigma$, donde X es el valor original, mientras que μ y σ corresponden a la media y desviación estándar de los valores en la serie. Existe un desacuerdo espacial importante entre la resolución espacial de los datos climáticos y los 30 m de Landsat o los 25 m de las variables topográficas. Es por ello esperable que, aunque la variable de clima tenga poder explicativo en la regeneración, su potencial estará limitado en alguna medida.

c) Los valores correspondientes al componente humedad del año del incendio (TC_w) y de los cinco años posteriores se han tomado como variables representativas del contenido en humedad del suelo y de la vegetación en el píxel. En estos casos han sido tomados igualmente los valores correspondientes a las trayectorias ajustadas y segmentadas (TC_{wf}). En cierta manera esta variable puede compensar la falta de coherencia en la resolución espacial entre los datos satelitales y la variable de precipitación.

d) El cálculo de la severidad post-incendio se ha hecho estimando valores de GeoCBI a partir de los valores de reflectividad de superficie de la imagen post-incendio de 1994. El método se basa en la inversión de un modelo de simulación basado en el uso combinado de PROSPECT y GeoSAIL desarrollado por De Santis y Chuvieco (2009). El mapa de estimación de la severidad asigna a cada píxel de la imagen post-incendio un valor de GeoCBI (en un rango que varía entre 0 y 3).

e) Se ha calculado el valor del índice dNBR (*differenced Normalized Burn Ratio*) (Key y Benson 2006) como otro indicador de la severidad del incendio.

f) El Modelo Digital de Elevaciones empleado ha sido elaborado por el Instituto Geográfico Nacional y posee una resolución espacial de 25 m (<http://www.idee.es/>). Se han calculado además la pendiente y orientación topográficas. La orientación ha sido introducida en el modelo como dos variables continuas (en vez de una única variable binaria): i) orientación norte-sur (“northness”), calculada usando el coseno del valor de orientación; ii) orientación este-oeste (“eastness”), calculada usando el seno. De esta manera, la variable *northness* tendrá un valor próximo a 1, en casos en que la ladera mira al norte y próximo a -1 si su orientación es sur. La variable *eastness* funciona de forma similar.

2.5. Modelización

Hemos utilizado una regresión lineal múltiple de mínimos cuadrados (*ordinary least squares*, OLS) para identificar aquellas variables que tienen mayor poder explicativo sobre las ratios de regeneración de la vegetación post-incendio. Hemos realizado un análisis exploratorio de las variables, tomando como variable dependiente el TC_A ajustado (TC_{Af}) en el año 2001 (año +7 post-incendio). Este análisis exploratorio permitió analizar el comportamiento explicativo de todas las variables independientes y seleccionar las que tienen un comportamiento predictivo más efectivo.

En este análisis se han considerado las 14 variables independientes previamente descritas y se han calculado modelizaciones de forma iterativa considerando desde un mínimo de una a un máximo de diez variables, tomando como criterios de efectividad: i) el coeficiente R^2 ($R^2 > 0,50$); ii) p-value ($p < 0,05$); iii) multicolinealidad VIF máximo ($VIF < 7,50$) (*VIF*, *Variance inflation factor*). Una vez identificadas las variables de mayor eficiencia explicativa hemos calculado distintos modelos de regresión tomando sucesivamente como variable dependiente el valor del TC_{Af} de los años 1999 (año +5

post-incendio), 2000 (año +6), 2001 (año +7) y 2004 (año +10), comprobando así la estabilidad de la predicción en los años posteriores al incendio.

3. RESULTADOS

3.1. Análisis exploratorio de las variables

La Tabla 1 representa los resultados e indicadores para algunos de los análisis que mostraron los coeficientes R^2 ajustados mejores, empleando 5 o 6 variables independientes. Todos los modelos de más de seis variables presentaron valores VIF superiores a 7,5 demostrando multicolinealidad.

Tabla1. Análisis exploratorio.

	R^2	VIF	Modelo***
Test5.2	0,57	3,15	+ TC_{wf} año 2; + TC_{wf} año 5; +Anomalía Pr94; +Eastness; -GeoCBI
Test5.3	0,57	1,93	+ TC_{wf} año 1; + TC_{wf} año 5; +Anomalía Pr94; +Eastness; -GeoCBI
Test6.3	0,57	3,16	+ TC_{wf} año 2; + TC_{wf} año 5; +Anomalía Pr94; +Eastness; -GeoCBI; -Northness

***p-valor < 0,05 (todas las variables)

3.2. Regresión lineal múltiple

Tomando como óptimo el mejor de los modelos de seis variables (Test6.3), se muestran en la Tabla 2 los coeficientes de regresión (OLS) que revelan la solidez de la relación con la variable dependiente (TC_{Af} del año +7 post-incendio).

Tabla2. Coeficientes regresión OLS: modelo Test6.3.

Variable	coeficiente	std. ϵ	estadístico-t
Intercept	4369,5793	56,4777	77,37
GeoCBI	-0,2423	0,0193	-12,51
Eastness	96,8116	3,7413	25,88
Northness	-58,2963	4,9353	-11,81
TC_{wf} año+2	0,3353	0,0115	28,93
TC_{wf} año+5	0,4631	0,0124	37,37
AnomalíaPr94	554,7325	31,2091	17,77

R^2 : 0,574; R^2 ajustado:0,5737; p-valor: 2^{16} (para todas las variables)

La Figura 3 representa la importancia relativa de cada variable explicativa en el caso del modelos del año 2001, calculada utilizando el módulo *caret* de R y medida como el valor absoluto del estadístico-t de cada parámetro del modelo.

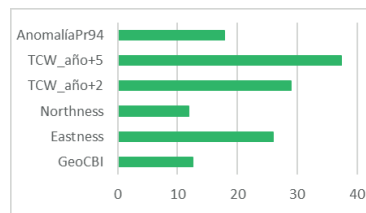


Figura 3. Importancia relativa de las variables explicativas (TC_A año +7).

4. DISCUSIÓN

Estudios previos, en diferentes condiciones ecológicas y ambientales, han hecho contribuciones a una mejor comprensión y modelización de los procesos de regeneración de la vegetación que siguen a perturbaciones por incendios forestales (Meng *et al.*, 2015), demostrando el importante efecto que tiene la severidad del incendio en el ritmo de los procesos de regeneración (Crotteau *et al.*, 2013), así como el papel relevante de las variables de topografía, orientación y climáticas (Collins y Roller, 2013). Sin embargo, es necesaria todavía mucha investigación que caracterice y modelice el conjunto de factores que intervienen en la dinámica de la regeneración post-incendio, así como su relevancia relativa. Todo ello especialmente en lo referente a grandes incendios forestales y a nivel regional, como es el caso de la zona mediterránea.

Este estudio demuestra que las variables que tienen mayor eficiencia en la explicación de la regeneración en el caso de especies del género *Quercus* son, además de la propia severidad, las anomalías de precipitación del año del incendio, el contenido en humedad del suelo y vegetación en los años posteriores a la perturbación, así como la exposición topográfica. El análisis de la importancia relativa de las variables explicativas muestra que en los años posteriores al incendio la precipitación y el contenido en humedad podrían ser dos de los factores más relevantes en la dinámica de la regeneración, al menos en áreas mediterráneas y para especies rebrotadoras. En este sentido, el componente TC_w tiene un fuerte poder explicativo de la variable dependiente, como también es relevante el peso de las anomalías de precipitación de los años 1994 y 1995.

En cuanto a las variables topográficas destaca el factor orientación, mostrando en todos los casos una correlación positiva con *eastness* y negativa con *northness*, indicando que en el caso de *Quercus* spp., las laderas de orientación sur-este tendrían mejor dinámica de regeneración.

La severidad juega también un papel muy relevante en las ratios de regeneración. Es destacable que la severidad post-incendio calculada a partir de la modelización del GeoCBI es mucho más relevante que aquella procedente del dNBR, tal y como demuestra el análisis exploratorio de las variables. Esta diferencia en la capacidad de predicción de un índice sobre el otro es, de alguna manera, esperable considerando que el dNBR aporta únicamente información espectral de la cobertura vegetal relativa a su vigor y contenido en humedad, mientras que el GeoCBI tiene un significado biofísico más integral, modelizando el contenido en diferentes pigmentos y en agua y materia seca a nivel de la hoja, y considerando además el efecto del incendio sobre los diferentes estratos así como el grado de impacto sobre la materia orgánica del suelo. Numerosos estudios (Chu y Guo, 2014) destacan la importancia del estado post-incendio del componente suelo en el proceso de regeneración y esto en cierta medida está recogido en el modelo de GeoCBI. Es ahora necesario y oportuno ampliar el análisis a otras grandes áreas quemadas durante el mismo año 1994 y

en diferentes condiciones ambientales y especies, con el fin de contrastar espacialmente la relevancia de ciertas variables en los procesos de regeneración post-incendio.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bartels, S.F., Chen, H.Y.H. *et al.* 2016. Trends in post-disturbance recovery rates of Canada's forests following wildfire and harvest. *Forest Ecology and Management*, 361, 194-207
- Bastarrika, A., Alvarado, M. *et al.* 2014. BAMS: A Tool for Supervised Burned Area Mapping Using Landsat Data. *Remote Sensing*, 6, 12360-12380.
- Collins, B.M., Roller, G.B. 2013. Early forest dynamics in stand-replacing fire patches in the northern Sierra Nevada, California, USA. *Landscape Ecology*, 28(9), 1801-1813.
- Crotteau, J.S., Morgan Varner III, J. *et al.* 2013. Post-fire regeneration across a fire severity gradient in the southern Cascades. *Forest Ecology and Management*, 287, 103-112.
- Chu, T., Guo, X. 2014. Remote Sensing Techniques in Monitoring Post-Fire Effects and Patterns of Forest Recovery in Boreal Forest Regions: A Review. *Remote Sensing*, 6(1), 470.
- Chuvieco, E. 2016. *Fundamentals of Satellite Remote Sensing: An Environmental Approach*. Boca Raton (FL), CRC Press.
- González-Hidalgo, J.C., Brunetti, C.M. *et al.* 2011. A new tool for monthly precipitation analysis in Spain: MOPREDAS database. *International Journal of Climatology*, 31(5), 715-731.
- Kennedy, R.E., Yang, Z. *et al.* 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: I. LandTrendr — Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 114, 2897-2910
- Key, C., Benson N. 1999. *The Normalized Burned Ratio, a Landsat radiometric index of burn severity*. U.S. Geological Survey.
- Masek, J.G., Vermote, E.F. *et al.* 2006. A Landsat Surface Reflectance Dataset for North America, 1990–2000. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 3(1), 68-72.
- Meng, J., Dennison, P.E. *et al.* 2015. Effects of fire severity and post-fire climate on short-term vegetation recovery of mixed-conifer and red fir forests in the Sierra Nevada Mountains of California. *Remote Sensing of Environment*, 171, 311-325.
- Pflugmacher, D., Cohen, W.B. *et al.* 2014. Using Landsat-derived disturbance and recovery history and lidar to map forest biomass dynamics. *Remote Sensing of Environment*, 151, 124-137.
- Powell, S.L., Cohen, W.B. *et al.* 2010. Quantification of live aboveground forest biomass dynamics with Landsat time-series and field inventory data: A comparison of empirical modeling approaches. *Remote Sensing of Environment*, 114(5), 1053-1068.

Detección de áreas quemadas con series temporales de imágenes Sentinel-1

Belenguier-Plomer, M. A. ⁽¹⁾, Tanase, M. A. ⁽¹⁾, Chuvieco, E. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Grupo de Investigación en Teledetección Ambiental, Universidad de Alcalá, C/ Colegios 2, Alcalá de Henares (Madrid), España. miguel.belenguier@uah.es

Resumen: El estudio de los incendios tiene un elevado interés medioambiental, dado que estos pueden cambiar ciertos ecosistemas, y son una importante fuente de aerosoles y gases de efecto invernadero. En este estudio se desarrolla un algoritmo de detección automática de áreas quemadas empleando series temporales de imágenes radar Sentinel-1, que permiten detectar incendios en zonas cubiertas por nubes. Por el momento, se han evaluado los resultados experimentales de las detecciones obtenidas en una zona de estudio en la región de la Orinoquía colombiana, donde se ha obtenido un coeficiente Kappa de 0,62.

Palabras clave: áreas quemadas, SAR, Sentinel-1, retrodispersión, índices radar, polarización, VV, VH.

Burnt areas detection with time series of Sentinel-1 images

Abstract: The study of fires has a high environmental interest, because fires can make changes in some ecosystems. Also fires are an important source of aerosols and gases of greenhouse effect. This paper develops an automatic detection algorithm for burned areas using time series of Sentinel-1 radar images, which allow the detection of burned areas where there are clouds during every year. The experimental results have been evaluated using a validation area in the region of Orinoquía (Colombia), where a Kappa coefficient of 0.62 was obtained.

Keywords: burnt areas, SAR, Sentinel-1, backscatter, radar indices, VV, VH.

1. INTRODUCCIÓN

El fuego es uno de los agentes naturales que más altera los ecosistemas terrestres a escala global (Van der Werf *et al.*, 2010). Sin embargo, puede ser un elemento clave en la conservación natural de ciertos ecosistemas, y ha sido empleado por los humanos desde tiempos ancestrales para gestionar y transformar el paisaje, aunque los ecosistemas afectados por un régimen de incendios alejado de su rango histórico de variabilidad pueden sufrir cambios irreversibles (Aponete *et al.*, 2016). Asimismo, un incremento en el régimen de incendios conlleva una mayor emisión de gases de efecto invernadero (GEI) y de aerosoles a la atmósfera, lo cual tiene serias implicaciones en el equilibrio climático global (Andreae y Merlet, 2001). Por tales motivos la detección y cuantificación de las áreas quemadas tiene un elevado interés medioambiental.

La teledetección permite monitorizar y cuantificar la localización e impacto de los incendios de una forma económica, rápida, objetiva y precisa (Chuvieco *et al.*, 2008). Durante la última década, los datos de teledetección radar se han vuelto de interés para la detección de incendios debido a su independencia de la cobertura de nubes y de la iluminación solar (Bourgeau-Chavez *et al.*, 2002; Tanase *et al.*, 2010). Además, los sensores radar son ideales para el monitoreo de áreas quemadas a largo plazo, ya que la señal retornada al sensor de las microondas está directamente influenciada por la estructura de la vegetación (Tanase *et al.*, 2011). Sin embargo, los datos radar no se han empleado tanto como los ópticos en la detección de áreas quemadas, debido al menor número de sensores que adquieren estos

datos y a la mayor complejidad de procesamiento de estos datos frente a los ópticos.

La detección de áreas quemadas empleando imágenes radar se basa en el principio físico de que el efecto del fuego en la vegetación reduce el número de elementos capaces de dispersar las microondas emitidas por el sensor en su misma dirección, generando una reducción del coeficiente de retrodispersión o *backscatter* (σ) (Antidikis *et al.*, 1998). Sin embargo, existen otros factores ajenos al fuego capaces de alterar este coeficiente, como cambios en la humedad, deforestaciones, inundaciones y corrimientos de tierra. Todos ellos generan variaciones en la señal retornada al sensor, dificultando la tarea de detectar de modo inequívoco áreas quemadas utilizando el *backscatter*.

En este artículo se presenta un nuevo algoritmo de detección de áreas quemadas que utiliza series temporales de imágenes de *backscatter* obtenidas del satélite Sentinel-1, el cual incorpora un sensor radar de apertura sintética (SAR) que opera en banda C. El área de estudio donde se ha aplicado el algoritmo ha sido una zona de 2125 km² de la región colombiana de Orinoquía (Figura 1), donde existen quemadas intencionadas como parte de la gestión tradicional ganadera (Correa-Gómez *et al.*, 2010). En la literatura existe un limitado número de trabajos acerca del cartografiado de áreas quemadas en alta resolución espacial en dicha región exclusivamente. Los estudios que existen emplean datos del dominio visible e infrarrojo (Armenteras *et al.*, 2005), estando limitada su utilización a causa de la cobertura nubosa, la cual es muy elevada la mayor parte del año debido a las bajas presiones atmosféricas

de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT). Sin embargo existen algoritmos capaces de detectar las áreas quemadas a escala global, y no centrados únicamente en una región o ecosistema. Anaya-Acevedo y Chuvieco (2010) realizaron una validación del algoritmo global L3JRC en Colombia, centrándose mayoritariamente en la Orinoquía, que es donde más incendios se registran en el país (Armenteras *et al.*, 2009). Las detecciones de dicho algoritmo son diarias y tienen una resolución espacial de 1 km, abarcando el intervalo entre el 2000 a 2007. Dicho algoritmo emplea el infrarrojo cercano para detectar los incendios. A pesar de las diferencias entre el L3JRC y el algoritmo propuesto, se puede comparar los resultados de ambos, y así determinar si se está introduciendo un avance significativo en el cartografiado de áreas quemadas en latitudes intertropicales y más concretamente en la Orinoquía colombiana.

2. MATERIALES Y ÁREA DE ESTUDIO

Se ha empleado el software Gamma RS® para realizar el preprocesado de los datos radar, los cuales se transformaron de GRD (*Ground Range Detected*) a *backscatter*, y rutinas propias escritas en Matlab® (version R2015b. MathWorks, Inc.) para el desarrollo del algoritmo y validación de las detecciones. Las imágenes empleadas han sido una serie temporal de imágenes de *backscatter* de las polarizaciones vertical-vertical (VV) y vertical-horizontal (VH), con un intervalo de un mes aproximadamente entre ellas. Además se han utilizado imágenes ópticas de Landsat-8 y de Sentinel-2 de fechas previas y posteriores al intervalo temporal seleccionado para realizar la validación de las detecciones. En la Tabla 1 se muestra las fechas de todas las imágenes utilizadas.

Tabla 1. Fechas (DD/MM) del 2016 de las imágenes.

	t_2	t_1	t_{-1}	t_2
S-1	07/07	31/07	05/09	05/10
S-2	-	-	23/09	-
L-8	-	26/07	-	-

En la Figura 1 se muestra el área de estudio de la región colombiana de Orinoquía donde se ha aplicado el algoritmo desarrollado.

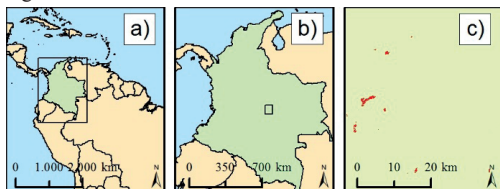


Figura 1. Área de estudio. c) imagen de verdad terreno de las áreas quemadas (rojo) entre t_{-1} y t_{+1} .

3. METODOLOGÍA

El algoritmo consta de dos partes: (1) fase núcleo, en la que se detectan únicamente los píxeles en los que se tiene una expectativa más elevada de que formen parte de áreas

quemadas, y (2) fase de expansión, donde a raíz de los primeros píxeles seleccionados se delimita la superficie del área quemada total. Algoritmos de dos fases se han empleado con éxito en trabajos previos de detección de área quemada (Bastarrika *et al.*, 2011; Alonso-Canas y Chuvieco, 2015),

3.1. Fase núcleo

En esta fase se identificaron los píxeles con una mayor pérdida de coeficiente de *backscatter* en la polarización cruzada VH durante el intervalo temporal observado (t_{-1} a t_{+1}). Así, dada una imagen de *backscatter* $\mathbf{VH}^{n \times m \times t}$, donde n y m son el número de filas y columnas y t es la fecha de adquisición, el Índice Temporal de Diferencia Normalizada Parametrizado (ITDNP) de un píxel $vh_{ij,t+1}$ viene dado por la siguiente expresión (1):

$$ITDNP = \frac{vh_{ijt-1} - vh_{ijt+1}}{vh_{ijt-1} + vh_{ijt+1}} \times \beta_{ij} \times \theta_{ij} \quad (1)$$

siendo β_{ij} y $\theta_{ij} \in \{0, 1\}$. Así β_{ij} y θ_{ij} se obtuvieron aplicando las ecuaciones 2 y 3, respectivamente:

$$\begin{aligned} \delta_{ij} > \xi_{\beta} &\rightarrow \beta_{ij} = 1 \\ \delta_{ij} \leq \xi_{\beta} &\rightarrow \beta_{ij} = 0 \end{aligned} \quad (2)$$

donde: $\delta_{ij} = vh_{ij-2} - vh_{ij-1}$, $\xi_{\beta} = \mu(\Delta) - S(\Delta)$ y $\Delta = \mathbf{VH}^{t-2} - \mathbf{VH}^{t-1}$. Siendo μ la media aritmética y S la desviación estándar de la imagen de diferencias (Δ).

$$\begin{aligned} \delta_{ij} > \xi_{\theta} &\rightarrow \theta_{ij} = 1 \\ \delta_{ij} \leq \xi_{\theta} &\rightarrow \theta_{ij} = 0 \end{aligned} \quad (3)$$

donde: $\delta_{ij} = vh_{ij+1} - vh_{ij+2}$, $\xi_{\theta} = \mu(\Delta) - 4S(\Delta)$ y $\Delta = \mathbf{VH}^{t+1} - \mathbf{VH}^{t+2}$. Cabe destacar que en el cálculo de ξ_{θ} se multiplica $S(\Delta)$ por cuatro, siendo este un parámetro empírico utilizado para detectar los píxeles que más se alejen del promedio de Δ , ya que si no, se corre el riesgo de enmascarar píxeles que sí han sufrido un incendio entre t_{-1} y t_{+1} , y el *backscatter* en t_{+2} ha aumentado por la recuperación de la vegetación. De esta forma $-1 \leq ITDNP \leq 1$, siendo los valores negativos los píxeles donde ha habido un aumento en el coeficiente de *backscatter*, los iguales a cero los que no han sufrido ninguna variación o han sido enmascarados por β_{ij} y/o θ_{ij} y los positivos en los que ha habido una reducción. Siempre en la polarización VH. Se ha empleado esta polarización dado que es la más robusta a variaciones ajenas a cambios en la vegetación, como pueden ser sequías o incrementos en la humedad (Tanase *et al.*, 2010). Los parámetros β_{ij} y θ_{ij} hacen la función de filtrar aquellos cambios que podrían confundirse por un incendio pero no lo son, por ejemplo un área inundada. Así, β_{ij} enmascara los píxeles que han sufrido un considerable aumento del *backscatter* en t_{-1} respecto t_{-2} , el cual suele estar relacionado con el secado de una zona inundada o por la recuperación de la vegetación tras un incendio previo. Ambos motivos reducen la probabilidad de que dichos píxeles sean afectados por un incendio entre t_{-1} y t_{+1} . Ya sea porque es probable que la zona afectada continúe húmeda, evitando así la propagación del fuego, o por la baja probabilidad de que un área incendiada entre t_{-3} y t_{-2} se haya recuperado muy rápido entre t_{-2} y t_{-1} y se haya vuelto a incendiar de nuevo

entre t_{-1} y t_{+1} , lo que es un suceso con una probabilidad baja. Por otro lado el parámetro θ_{ij} enmascara los píxeles que entre t_{-1} y t_{+2} han incrementado de forma muy brusca su coeficiente de *backscatter*, enmascarando los píxeles quemados, ya que la recuperación del *backscatter* de estos es lenta. En la Figura 2 se muestra un gráfico con valores reales de *backscatter* en la polarización VH en t_{-2} , t_{-1} , t_{+1} y t_{+2} , donde se aprecia la elevada variabilidad temporal de *backscatter* medida en dB de un área afectada por inundaciones frente a una afectada por un incendio y otra sin ningún cambio.

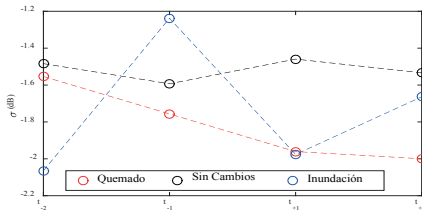


Figura 2. Tipos de variaciones temporales de σ_{VH} .

El uso de dichos parámetros es válido siempre que el intervalo temporal entre las imágenes sea de un mes o inferior. Si es superior la metodología no será válida, dado que se le estaría dando más tiempo a la vegetación para que recuperase la señal tras ser quemada.

Se ha determinado un umbral para diferenciar entre todos los píxeles de ITDNP con valores superiores a cero los que tienen unos valores más altos y alejados de la media, ya que son los que más han sufrido un descenso en el *backscatter*. En la Figura 3 se muestra el histograma de los píxeles de ITDNP mayores a cero, junto a su media, y el valor de esta sumado al triple del de la desviación típica, siendo este el umbral utilizado. Los píxeles seleccionados que en una distancia de tres píxeles alrededor fuesen los únicos seleccionados se han eliminado para eliminar falsos positivos.

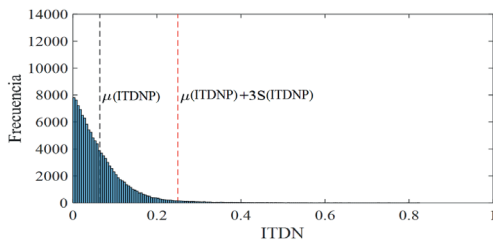


Figura 3. Histograma valores positivos de ITDNP.

3.2. Fase de expansión

Se ha realizado un proceso de crecimiento iterativo desde los píxeles seleccionados en la fase previa, seleccionándose los píxeles colindantes a los de núcleo que han superado el umbral resultante de sumar a la media del ITDNP mayor a cero, un cuarto del valor de la desviación estándar de los mismos datos. Este nuevo umbral es más permisivo que el empleado en la fase

previa. Finalmente se ha aplicado un filtrado espacial de moda (ventana 3×3), para suavizar las detecciones. En la Figura 4 se muestra la imagen de píxeles núcleo y la imagen resultante de la fase de crecimiento

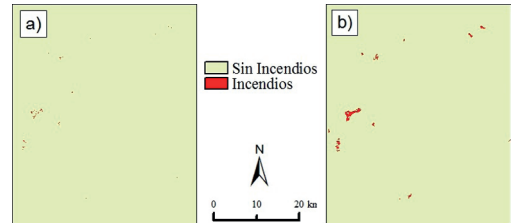


Figura 4. a) Píxeles núcleo; b) Detecciones tras fase de expansión.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 5 se muestra un cruce entre la imagen de verdad terreno y la de las detecciones generadas por el algoritmo. A simple vista se aprecia que la mayoría de incendios son detectados por el algoritmo.

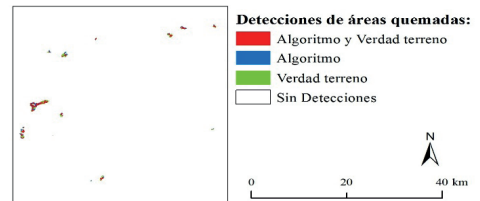


Figura 5. Detecciones de incendios obtenidas y reales.

No obstante, al analizar la matriz de confusión de las detecciones (Tabla 2), se observa que la tasa de errores de omisión de las áreas quemadas es elevada, siendo el error de omisión un 43,8% y el de comisión un 30%. También se ha calculado el acierto global, que está en un 99,7% y el coeficiente Kappa, que es un 0,62.

Tabla 2. Matriz de confusión. NI: No incendios; I: Incendios, ALG: algoritmo.

	Clases	Verdad Terreno		Total
		NI	I	
ALG	NI	845402	1626	847028
	I	893	2079	2972
Total		846295	3705	850000

El elevado error de omisión se debe principalmente a que las detecciones obtenidas no se ajustan perfectamente a los incendios de la imagen de validación, dejando así un elevado porcentaje de los píxeles de dichas áreas sin detectar. Sin embargo, al tratarse de un caso de validación con pocos incendios diferentes, el error de omisión depende principalmente de que las detecciones logradas incluyan exactamente los mismos píxeles que los incendios de la imagen de validación, y no de que haya incendios que se pasen por alto, tal y como se observa en la Figura 5. Además se ha de tener en cuenta

que la imagen de validación es de 18 días después que la imagen t_{+1} radar (Tabla 1) y puede que parte de los incendios mostrados en la validación se hayan ocasionado en dicho periodo, por lo que su detección es imposible. De ser así, el error de omisión mostrado sería mayor al real. No obstante el algoritmo necesita una revisión de la fase de crecimiento, ya que analizando visualmente la distribución de los píxeles núcleo se aprecia que la cantidad de píxeles susceptibles de generar omisión debido a la no coincidencia de las fechas de las imágenes de validación con las de radar es baja en comparación con la omisión registrada.

Además existe un error de comisión de un 30%, siendo el origen de este un problema en la fase de crecimiento, ya que si se observa la Figura 5, los incendios son bien detectados, aunque su delimitación no es del todo exacta al realizar una contabilización píxel a píxel.

A pesar de los errores obtenidos se ha conseguido reducir los errores del L3JRC. El cual fue validado por Anaya-Acevedo y Chuvieco (2010) en Colombia mediante una interpretación visual de los incendios empleando imágenes de Landsat-ETM+ y se obtuvo un acierto global medio de un 90%, un error de comisión de 65% y de omisión de 42%. De esta forma se observa que tanto el acierto global, como el error de comisión son más satisfactorios en el algoritmo desarrollado en este artículo. Sin embargo el error de omisión es ligeramente superior en los resultados del algoritmo propio que en los del L3JRC, posiblemente como consecuencia de la distancia temporal entre la imagen de validación y la radar de t_{+1} . Cabe destacar que esta comparativa entre los resultados de las validaciones de ambos algoritmos tiene limitaciones, ya que no se ha tratado de detectar los mismos incendios con ambos, no obstante dicha comparativa es suficiente para afirmar que el algoritmo propuesto mejora las detecciones de incendios que se podían realizar de forma automática hasta la fecha en la Orinoquía colombiana.

5. CONCLUSIONES

El algoritmo presentado consigue detectar la gran mayoría de las áreas afectadas por el fuego, aunque sin una precisión exacta, sobretudo en la delimitación de dichas áreas. En ello será en lo que trabajemos ahora, en alcanzar el objetivo de que las detecciones se asemejen lo máximo posible a las reales, reduciendo tanto los errores de omisión como de comisión. Además se ha comparado los resultados obtenidos por el algoritmo desarrollado con los resultados del algoritmo global L3JRC en Colombia, lo que ha permitido demostrar que el algoritmo propuesto mejora considerablemente las detecciones de dicho algoritmo global, aunque el error de omisión del algoritmo propuesto es ligeramente superior al del L3JRC, posiblemente a causa de la diferencia temporal entre la imagen de validación y la radar de t_{+1} . Únicamente se ha comparado los resultados obtenidos con los del algoritmo global L3JRC porque ha sido el único algoritmo de detección de incendios encontrado en la literatura que ha sido validado en Colombia.

6. REFERENCIAS

- Alonso-Canas, I., Chuvieco, E. 2015. Global Burned Area Mapping from ENVISAT-MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, 163, 140-152.
- Anaya-Acevedo, J. A., Chuvieco, E. 2010. Validación para Colombia de la estimación de área quemada del producto L3JRC en el periodo 2001-2007. *Actualidades Biológicas*, 32(92), 29.
- Andreae, M.O., Merlet, P. 2001. Emission of Trace Gases and Aerosols from Biomass Burning. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(4), 955-966.
- Antikidis, E. et al. 1998. *ERS SAR Coherence & ATSR Hot Spots: A Synergy for Mapping Deforested Areas. The Special Case of the 1997 Fire Event in Indonesia*. European Space Agency.
- Aponte, C. et al. 2016. Forest Fires and Climate Change: Causes, Consequences and Management Options. *International Journal of Wildland Fire*, 25(8), i-ii.
- Armenteras, D. et al. 2005. Vegetation fire in the savannas of the Llanos Orientales de Colombia. *World Resource Review*, 17(4), 531-543.
- Armenteras, D. et al. 2009. Distribución geográfica y temporal de incendios en Colombia utilizando datos de anomalías térmicas. *Caldasia*, 31(2).
- Bastarrica, A., et al. 2011. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: balancing omission and commission errors. *Remote Sensing of Environment*, 115, 1003-1012.
- Bourgeau-Chavez, L.L. et al. 2002. Mapping Fire Scars in Global Boreal Forests using Imaging Radar Data. *International Journal of Remote Sensing*, 23(20), 4211-4234.
- Chuvieco, E. et al. 2008. Global Characterization of Fire Activity: Towards Defining Fire Regimes From Earth Observation Data. *Global Change Biology*, 14, 1488-1502.
- Correa-Gómez, D. et al. 2010. Estructura y diversidad de bosques de galería en una sabana estacional de los Llanos Orientales colombianos (Reserva Tomo Grande, Vichada). *Orinoquia*, 14(2), 31-48.
- Tanase, M.A. et al. 2010. Sensitivity of X-, C-, and L-Band SAR Backscatter to Burn Severity in Mediterranean Pine Forests. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 48(10), 3663-3675.
- Tanase, M.A. et al. 2011. Sensitivity of SAR Data to Post-Fire Forest Regrowth in Mediterranean and Boreal Forests. *Remote Sensing of Environment*, 115(8), 2075-2085.
- Van der Werf, G.R. et al. 2010. Global Fire Emissions and the Contribution of Deforestation, Savanna, Forest, Agricultural, and Peat Fires (1997-2009). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(23), 11707-11735.

Detección global de áreas quemadas a partir de imágenes AVHRR-LTDR mediante algoritmos RandomForest

Otón, G., Lizundia, J., Ramo, R., Chuvieco, E.

Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá; Colegios 2, 28801 Alcalá de Henares, España.
gonzalo.oton@uah.es; joshua.lizundia@uah.es; ruben.ramo@uah.es; emilio.chuvieco@uah.es

Resumen: Este trabajo presenta el desarrollo de un algoritmo de área quemada adaptado a los datos *Land Long Term Data Record* (LTDR, versión 4: resolución $0,05^{\circ} \approx 5$ km), adquiridos por el sensor AVHRR a bordo de los satélites NOAA. Esta base de datos supone la fuente de información más larga de que disponemos (cuatro décadas) para estudiar la dinámica de la ocurrencia del fuego a escala global, duplicando las series de tiempo actuales. Esta información puede ser muy relevante para mejorar nuestro entendimiento de las dinámicas temporales de la ocurrencia del fuego. Considerando los problemas radiométricos del AVHRR, hemos basado nuestro análisis en compuestos quincenales basados en la temperatura máxima del periodo, de tal forma que se minimice la presencia de nubes y artefactos y se mejore la discriminabilidad de las áreas quemadas. Se están utilizando como bandas de entrada para el algoritmo la reflectividad del rojo, del infrarrojo cercano y medio, así como temperaturas e índices espectrales. Se consideran los datos pre-incendio, post-incendio y la diferencia de estos. El algoritmo se basa en modelos de clasificación RandomForest, entrenado globalmente de perímetros obtenidos de imágenes Landsat. Además de las imágenes LTDR, también se ha empleado en el desarrollo del algoritmo la cobertura del suelo (producto *Land Cover CCI*) para descartar zonas no quemables (agua, desiertos, etc), elevación, biomas y regiones geográficas. Los resultados se comparan con el producto estándar MCD64 para el año 2008, con un error anual de omisión del 56% y de comisión del 55%.

Palabras clave: Teledetección, área quemada, AVHRR-LTDR, multitemporal, algoritmo, RandomForest.

Global detection of burned areas from AVHRR-LTDR images using RandomForest algorithms

Abstract: This paper develops a burned area algorithm for *Land Long Term Data Record* (LTDR, version 4: resolution $0.05^{\circ} \approx 5$ km). These data are acquired by the AVHRR sensor onboard the NOAA satellites. Those databases are the greatest source of information available (four decades) to study the dynamics the occurrence of fire on a global scale, doubling the current time series. This information can be relevant to improve our understanding of the temporal dynamics of the fire occurrence. Due to the radiometric problems of the AVHRR, we have based our analysis on bymonthly composites with maximum temperature criteria. In this way, the presence of clouds and artefacts is minimized and the discrimination burn area is improved. As the input bands for the algorithm, the reflectivity of red, near infrared and medium, as well as temperatures and spectral index. Pre-fire, post-fire data and the difference of these are considered. The algorithm is based on RandomForest classification models, globally trained with perimeters obtained from Landsat images. Further, land cover (*Land Cover CCI*, to discard unburnable areas as water, deserts, etc.), elevation, slope, biomes and geographic regions are used. The results are compared with the standard global burned area product MCD64 for the year 2008, with an annual omission error of 56% and a comission of 55%.

Keywords: Remote sensing, Burn Area, AVHRR-LTDR, Multitemporal, Algorithm, RandomForest.

1. INTRODUCCIÓN

Los incendios suponen una de las fuentes más importantes de perturbación sobre los ecosistemas y las dinámicas vegetales (Bond *et al.*, 2005), siendo un elemento de gran interés en el análisis del clima, de ahí que se haya definido como una de las *Essential Climate Variables* (ECV) por el programa internacional GCOS. Uno de los obstáculos para incluir información de incendios en los modelos climáticos es la falta de una serie temporal amplia y de datos globales. Aunque ya existen varios productos basados en teledetección (Hanson *et al.*, 2016), aún tienen bastantes incertidumbres y se inician en 1995 (si bien, sólo a partir de 2001 tienen mayor consistencia) (Mouillot *et al.*, 2014).

Puesto que las series largas de datos son clave para el análisis climático, resulta muy importante poder

extender la información disponible de áreas quemadas a un periodo más largo. Para ello, solo tenemos disponible la información adquirida por el AVHRR, a bordo de la constelación de satélites NOAA desde 1979, aunque los datos archivados se inician en 1981. Desafortunadamente, las imágenes AVHRR de mayor resolución (en torno a 1 km en el nadir) no se comenzaron a almacenar globalmente hasta 1992, por lo que solo podemos disponer de una versión degradada que se denominó *Global Area Coverage* (GAC). Con datos GAC se han creado varios productos globales, como el *Pathfinder AVHRR Land* (PAL, 1981-2000) a una resolución espacial de 8 km o el *Land Long Term Data Record* (LTDR, 1981-actualmente) a 5 km de resolución. Con este producto se han realizado algunas experiencias de cartografía regional de área quemada (Moreno Ruiz *et al.*, 2012).

El objetivo del estudio es generar un producto de área quemada coherente y consistente, a partir de los datos LTDR para una serie temporal amplia (1981-2017), comparando posteriormente su fiabilidad con otros productos de área quemada disponibles desde el año 2000.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Land Long Term Data Record (LTDR)

La base de este estudio es el producto LTDR (Pedelty *et al.*, 2007), generado a partir de la versión GAC de los datos adquiridos por el AVHRR a bordo de los NOAA-7 a 19 (con adquisiciones en torno a las 13.30 y 0.30). La resolución espacial del LTDR es de 0,05 grados (≈ 5 km). Tiene una frecuencia diaria y los datos son de carácter global. La serie arranca de 1981 a la actualidad, aunque algunos periodos breves no están disponibles. La versión más reciente incluye el pre-proceso (correcciones atmosféricas y geométricas: [Pedelty *et al.*, 2007]), lo que facilita mucho su uso operativo. El producto LTDR se compone de diez bandas: las cinco espectrales del AVHRR (visible, infrarrojo cercano, medio y térmico), tres ángulos (azimuth y 2 zenith) y datos de calidad (QA). El ancho de banda del infrarrojo medio sufrió alteraciones con las distintas configuraciones del sensor (AVHRR/2 y AVHRR3), produciendo variaciones espectrales en la serie temporal sobre todo en el periodo 2000-2003 (Pedelty *et al.*, 2007).

2.2. Compuestos

Los compuestos temporales pretenden extraer la mejor observación de un determinado periodo, ya que las imágenes diarias pueden estar afectadas por nubes, ángulos muy oblicuos u otro tipo de artefactos. En este trabajo se han realizado compuestos quincenales. El criterio utilizado para obtener el compuesto fue maximizar la temperatura del canal 4 lo que consigue eliminar las nubes y las sombras (Figura 1), además de ser más sensible a los píxeles quemados (Chuvieco *et al.*, 2005).

2.3. Datos auxiliares

Se han considerado en nuestro modelo otros datos auxiliares como potenciales predictores de las áreas quemadas. Se trata de la cobertura del suelo (extraída del *Land Cover* CCI del año 2000, a mitad de la serie temporal). Con él se clasifica de manera global las zonas quemables y no quemables (agua, desierto, urbano, etc.) y se aplica a los compuestos (Figura 1). Dicha discretización se produce en porcentajes para salvaguardar información, ya que se trabaja con una resolución baja.

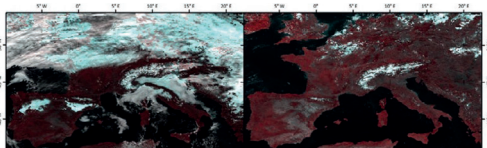


Figura 1. Ejemplo de datos LTDR. Izda: Imágenes diarias; Dcha: compuesto quincenal.

Otros datos útiles que ayudan al proceso de obtención de área quemada son los biomas (Olson y Dinerstein, 2002), bioregiones (Giglio *et al.*, 2010), elevaciones, pendientes y orientación. Esta información forma parte de los datos de entrada del algoritmo, por ello se han adaptado a una resolución baja mediante un remuestreo de moda.

2.4. Índices espectrales

Se generaron diversos índices espectrales para realzar la señal del quemado frente a otros cambios temporales. Los índices que trabajan con el infrarrojo medio y las propias bandas se descartaron por su inconsistencia temporal, debida al cambio de configuración del sensor antes aludido. Se consideraron el GEMI (Pinty y Verstraete, 1992; Barbosa *et al.*, 1999), NDVI (Rouse *et al.*, 1974), BAI, (Martín, 1998), SAVI (Huete, 1988), MSAVI (McGwire *et al.*, 2000), y la temperatura de superficie (Pozo *et al.*, 1997). Se calcularon los valores de estos índices para cada quincena y para las diferencias temporales.

2.5. Muestra de entrenamiento

Para entrenar el algoritmo de área quemada empleamos una muestra de 131 zonas Landsat (Figura 2a). adquiridas en 2008 y distribuidas globalmente siguiendo un criterio estadístico (Padilla *et al.*, 2014). Se extrajo el área quemada mediante un algoritmo multitemporal (Bastarrica *et al.*, 2014). Se cruzaron los perímetros Landsat con la retícula de 0,05°, extrayéndose la proporción quemada de cada píxel. En cada caso se extrajeron los valores LTDR a partir de un compuesto tomando los quince días anteriores y posteriores a las fechas de cada píxel quemado. Las fechas de quemado se obtuvieron del producto de fuegos activos (MCD14ML). Si había varios incendios activos en cada celda de 0,05° se seleccionaba la fecha más repetida en la celda. Una vez cruzados los perímetros de referencia y la retícula de 0,05° se generaron los porcentajes de quemado (Figura 2).

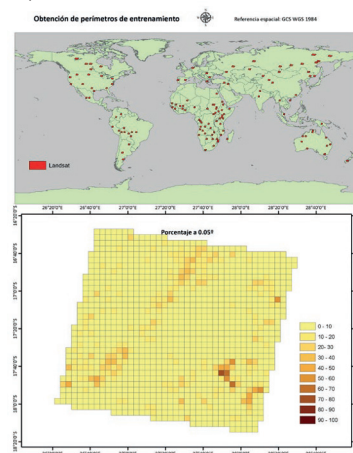


Figura 2. Ejemplo de la extracción de la proporción de área quemada a partir de los perímetros de referencia.

Una vez generada esa proporción, se procedió a obtener para cada celda los valores de las variables independientes, considerando la quincena previa y la posterior a la fecha del fuego, así como la segunda quincena posterior, de cara a analizar la persistencia de la señal quemada. Por último, se calculó por separado las diferencias de estos dos compuestos posteriores con el compuesto previo.

2.6. Algoritmo Random Forest

El clasificador *Random Forest* tiene una amplia trayectoria en estudios de teledetección (Rodríguez-Galiano *et al.*, 2012). Se trata de generar un conjunto de árboles de decisión para clasificar una determinada observación, asignándola a la categoría que tenga mayor número de árboles asignados. Esta técnica ofrece un cálculo del error y de la importancia de las variables que entran en el modelo (Liaw y Wiener, 2002).

En nuestro caso, utilizamos como variable dependiente la proporción de superficie quemada en cada celda de 0,05°. Se han abordado dos tipos de modelos RF. Por un lado, intentando estimar la proporción cuantitativa de área quemada y, por otro, categorizando esa proporción en rangos (<1, 1-50 y >50% de quemado).

Las variables independientes eran las generadas a partir de los datos LTDR: bandas originales, índices espectrales e información auxiliar. El algoritmo RF permite medir la importancia de cada variable en la clasificación. Resultan idóneos los modelos que tengan pocas variables. También se estudia la correlación entre las variables de entrada y se evita la redundancia (>80%). Se selecciona el número óptimo de árboles y variables para la clasificación y se utilizan muestras no usadas en la calibración para estimar el error (Breiman, 2001; Dillon *et al.*, 2011).

Como en nuestro caso había un alto desequilibrio entre píxeles quemados (14751) y no quemados (69957), se incluyó en la generación de cada estructura de árboles una cantidad distinta de píxeles quemados y no quemados, de cara a que ambos estuvieran bien representados. Dependiendo de cómo se introduzcan los datos para predecir el área quemada, de forma cualitativa (intervalos del porcentaje de quemado) o de manera cuantitativa (porcentajes), el clasificador actuaba de distinta forma, generando árboles de decisión en el primer caso y de regresión en el segundo.

2.7. Validación

Los resultados se compararon con el producto MCD64 C6, generado a partir del sensor MODIS y que se considera el producto global de área quemada que ofrece mayor fiabilidad (Padilla *et al.*, 2015). Aunque no es una validación estrictamente hablando, nos dará una visión aproximada de la fiabilidad de nuestro producto.

3. RESULTADOS

Los primeros resultados indican que los biomas y las bioregiones sesgan la clasificación por zonas, por lo que se descartó su uso. Tras realizar distintas pruebas de entrenamiento con todas las variables y reducirlas según

su importancia, las variables más adecuadas resultaron el MDT, pendientes y las bandas originales (reflectividades y temperaturas pre y post-incendio) y sus diferencias. Además, las variables que muestran una alta correlación respecto a otras, quedan descartadas.

El número de variables quedó reducido de un total de 52 a 16, siendo las que más importancia tenían: pendientes, MDT, térmico (diferencia-post1 y post 2) y rojo post1. El modelo incluyó 600 árboles con 4 variables en cada división. Los valores kappa y error residual aparecen en las Tablas 1 y 2.

Tabla1. Resultado del entrenamiento de clasificación.

Variables	Todas	Selección
Kappa	0,367	0,463

Tabla2. Resultado del entrenamiento de regresión.

Variables	Selección
Media Error residual	19,84
% Variabilidad explicada	29,53

Los resultados más adecuados fueron los proporcionados por la clasificación binaria (quemado/no quemado). Se compararon con los datos del producto MCD64 para el año 2008, con errores de omisión del 56% y de comisión del 55%.

4. DISCUSIÓN

En la construcción de modelos *Random Forest* es usual disminuir el número de variables tanto en el modelo como en la división del árbol para mayor precisión y menor ruido. El número de árboles suele ser de varias centenas sin que produzca sobreajuste (Dillon *et al.*, 2011; Rodríguez-Galiano *et al.*, 2012).

En los productos actuales se encuentran inconsistencias y errores de omisión y comisión (Granier *et al.*, 2011), lo que evidencia que hay que hacer un esfuerzo por una mayor precisión y coherencia de los datos. Nuestro producto no es la excepción pero en una serie temporal más amplia de tiempo, proporciona mayor consistencia. La aportación de datos de satélite favorecerá de tal forma que aumentando la resolución temporal con AVHRR-LTDR hasta la década de los 1980 y con una visión global, que permita obtener una serie temporal más larga y consistente. La resolución espacial es baja lo que dificulta la detección de áreas de baja ocurrencia de incendios, pero puede ser adecuada para los modeladores del clima.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Barbosa, P. M. *et al.* 1999. An algorithm for extracting burned areas from time series of AVHRR GAC data applied at a continental scale. *Remote Sensing of Environment*, 69, 253-263.
- Bastarrika, A. *et al.* 2014. BAMS: A Tool for Supervised Burned Area Mapping Using Landsat Data. *Remote Sensing*, 6(12), 12360-12380.

- Bond, W. J. et al. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New phytologist*, 165(2), 525-538.
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5-32.
- Chuvieco, E., et al. 2005. Assessment of multitemporal compositing techniques of MODIS and AVHRR images for burned land mapping. *Remote Sensing of Environment*, 94, 450-462.
- Dillon, G. K. et al. 2011. Both topography and climate affected forest and woodland burn severity in two regions of the western US, 1984 to 2006. *Ecosphere*, 2(12), 1-33.
- Giglio, L. et al. 2010. Assessing variability and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products. *Biogeosciences Discuss.*, 7, 1171-1186, doi:1110.5194/bg-1177-1171-2010..
- Granier, C. et al. 2011. Evolution of anthropogenic and biomass burning emissions of air pollutants at global and regional scales during the 1980–2010 period. *Climatic Change*, 109(1-2), 163-190.
- Hantson, S. et al. 2016. The status and challenge of global fire modelling. *Biogeosciences*, 13(11), 3359-3375.
- Huete, A.R. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25, 295-309.
- Liaw, A., Wiener, M. 2002. Classification and regression by randomForest. *R news*, 2(3), 18-22.
- Martín, M. P. 1998. *Cartografía e inventario de incendios forestales en la Península Ibérica a partir de imágenes NOAA-AVHRR*. Departamento de Geografía. Alcalá de Henares, Universidad de Alcalá.
- Mcgwire, K. C. et al. 2000. Hyperspectral mixture modeling for quantifying sparse vegetation cover in arid environments. *Remote Sensing of Environment*, 72(3), 360-374.
- Moreno Ruiz, J.A. et al. 2012. Burned area mapping time series in Canada (1984–1999) from NOAA-AVHRR LTDR: A comparison with other remote sensing products and fire perimeters. *Remote Sensing of Environment*, 117, 407-414.
- Mouillot, F. et al. 2014. Ten years of global burned area products from spaceborne remote sensing—A review: Analysis of user needs and recommendations for future developments. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26, 64-79.
- Olson, D.M., Dinerstein, E. 2002. The Global 200: priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89, 199-224.
- Padilla, M. et al. 2014. Validation of the 2008 MODIS-MCD45 global burned area product using stratified random sampling. *Remote Sensing of Environment* 144, 187-196.
- Padilla, M. et al. 2015. Comparing the Accuracies of Remote Sensing Global Burned Area Products using Stratified Random Sampling and Estimation. *Remote Sensing of Environment*, 160, 114-121.
- Pedely, J. et al. 2007. Generating a long-term land data record from the AVHRR and MODIS instruments. *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2007. IGARSS 2007*. IEEE International, IEEE.
- Pinty, B., Verstraete, M.M. 1992. GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. *Vegetatio*, 101, 15-20.
- Pozo, D. et al. 1997. Fire detection and growth monitoring using a multitemporal technique on AVHRR mid-infrared and thermal channels. *Remote Sensing of Environment*, 60(2), 111-120.
- Rodriguez-Galiano, V.F. et al. 2012. An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 67, 93-104.
- Rouse, J.W. et al. 1974. *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effect) of natural vegetation*. Greenbelt, MD. USA, NASA/GSFC.



SECCIÓN **05**

Medio ambiente y geología

Caracterización de la fenología de los macrófitos en la marisma de Doñana y su relación con la precipitación

Fernández-Carrillo, A., Rodríguez-Galiano, V., Sánchez-Rodríguez, E.

Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla, Sevilla 41004, España. vrgaliano@us.es

Resumen: En este estudio se caracteriza la dinámica estacional e interanual de la asociación vegetal *Bolboschenetum maritimi*, representante de los helófitos presentes en la marisma del Parque Nacional de Doñana (SO de España). El análisis se llevó a cabo a partir de imágenes quincenales de NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) del sensor satelital MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), a 250 m de resolución espacial, durante un periodo de 16 años (2000 – 2015). El NDVI, al medir la diferencia entre las reflectividades en las longitudes de onda del rojo y el infrarrojo cercano, aporta información crítica sobre el estado de la cobertura vegetal. A partir de series temporales de este índice de vegetación, se derivaron distintos indicadores de dinámicas estacionales: NDVI-I, RREL, MAX, MIN, MMAX y MMIN, siendo evaluados, a nivel estacional e interanual, como indicadores de las variaciones temporales en el funcionamiento de la vegetación, así como de la respuesta de ésta ante variaciones en el régimen de precipitación y de inundación de la marisma. Los resultados indicaron la existencia de una fuerte dependencia de *Bolboschoenetum maritimi* a la inundación de la marisma, desarrollándose correctamente la asociación a partir de un umbral mínimo de precipitación anual, situado en torno a 350 mm. La estacionalidad de las masas de vegetación, medida a través de RREL, presentó una fuerte correlación con la precipitación ($r^2=0,70$; $p<0,05$). Se hallaron relaciones algo más débiles entre la precipitación y otros indicadores de dinámicas estacionales, destacando MIN y MAX (mínimo y máximo NDVI anual) ($r^2=0,61$ y $r^2=0,43$; $p<0,05$ respectivamente). Todo ello puso de manifiesto la necesidad de conservar la naturalidad del régimen de inundación de la marisma del Parque Nacional de Doñana, actualmente amenazada debido a la actividad humana y la sobreexplotación del acuífero.

Palabras clave: NDVI, precipitación, macrófitos, marisma, MODIS, funcionamiento de ecosistemas.

Characterisation of macrophyte phenology in the Doñana marshland and its relationship with precipitation

Abstract: This study characterises the seasonal and inter-annual dynamics of the plant association *Bolboschenetum maritimi*, which is representative of the helophytes present in the Doñana National Park marshland (SW Spain). The analysis was carried out using biweekly NDVI (*Normalised Difference Vegetation Index*) imaging from MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), at a spatial resolution of 250 m, over a 16-year period (2000–2015). NDVI provides critical information regarding the status of vegetative cover, as it measures the difference in reflectivity between red and near-infrared wavelengths. Based on time series from this vegetation index, different indicators for seasonal dynamics were derived: NDVI-I, RREL, MAX, MIN, MMAX and MMIN. These were evaluated, on a seasonal and inter-annual level, as indicators of the seasonal variations in vegetation functioning, and of its response to variations in the marshland's precipitation and flooding regimes. The results showed that *Bolboschoenetum maritimi* has a strong dependence on the marshland's flooding, with the association developing properly based on a minimal threshold of annual precipitation of around 350 mm. The seasonal nature of the vegetation masses, measured via RREL, presented a strong correlation with precipitation ($r^2=0.70$; $p<0.05$). Slightly weaker relationships were discovered between precipitation and other indicators of seasonal dynamics, of note: MIN and MAX (minimum and maximum annual NDVI) ($r^2=0.61$ and $r^2=0.43$; $p<0.05$, respectively). This all demonstrated the need to preserve the nature of the marshland flooding regime in Doñana National Park, which is presently under threat due to human activity and overexploitation of the aquifer.

Keywords: NDVI, precipitation, macrophytes, marshlands, MODIS, ecosystem function.

1. INTRODUCCIÓN

El estudio de la vegetación mediante teledetección se ha llevado a cabo tradicionalmente mediante el uso de variables estructurales (Alcaraz-Segura *et al.*, 2009a). La incorporación de variables funcionales de los ecosistemas, es decir, aquellas que describen los intercambios de energía y materia entre el ecosistema y la atmósfera (Paruolo *et al.*, 2001), presenta una serie de ventajas sobre el uso exclusivo de variables estructurales

(Alcaraz *et al.*, 2006). Entre las citadas ventajas destacan (Alcaraz-Segura *et al.*, 2009b):

- i) La mayor sensibilidad a los cambios ambientales de las variables funcionales frente a las variables estructurales (Milchunas y Lauenroth, 1995).
- ii) Pueden ser fácilmente estudiadas mediante técnicas de teledetección, lo que reduce las limitaciones de extensión y escala (Foley *et al.*, 2007).

El uso de índices de vegetación calculados a partir de imágenes de teledetección permite el seguimiento

continuo de las variables funcionales de los ecosistemas (Paruelo *et al.*, 2001). Estudios basados en el NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) han demostrado que la protección de espacios naturales en áreas alteradas por la actividad humana afecta de forma significativa al funcionamiento de los ecosistemas (Fernández *et al.*, 2010). Algunas de las variables funcionales que pueden ser extraídas a partir de este índice son la productividad primaria neta (NPP), la fracción de radiación activa absorbida fotosintéticamente (FAPAR), y el contenido de agua y clorofila de la vegetación (Huete *et al.*, 1999). Además, el estudio de las variaciones temporales de NDVI proporciona información acerca de la fenología de la vegetación (Rodríguez-Galiano *et al.*, 2015).

De acuerdo con Nelson *et al.* (2006), el estudio de las comunidades de macrófitos acuáticos mediante teledetección se ve dificultado por la presencia de agua, que complica la interpretación de las reflectividades. Pese a ello, se ha demostrado la posibilidad de extraer información sobre la heterogeneidad espacial y el funcionamiento de las masas de vegetación en ámbitos inundables a partir de datos de NDVI (Szantoi *et al.*, 2013; Wen *et al.*, 2012). Otros estudios han utilizado series temporales de distintos índices de vegetación para caracterizar las comunidades de macrófitos (Villa *et al.*, 2015). La relación entre el NDVI y la precipitación en marismas y zonas inundables ha sido demostrada por Wen *et al.* (2012) y Wen y Saintilan (2015).

Este trabajo se basa en el estudio de series temporales de valores de NDVI obtenidos de píxeles dominados por la asociación vegetal *Bolboschoenetum maritimi*, característica de la marisma del Parque Nacional de Doñana. El objetivo es caracterizar sus variaciones intra e interanuales, así como estudiar las relaciones existentes entre estas y el régimen de precipitación.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La marisma del Parque Nacional de Doñana (Figura 1) constituye el principal santuario europeo de aves migratorias (Bustamante *et al.*, 2009). Cuenta con un área inundable que oscila anualmente entre 26.000 y 32000 ha. La microtopografía existente, con diferencias de orden decimétrico, permite la diferenciación de áreas con un hidropereodo distinto.

El proceso de inundación de la marisma es variable según las condiciones de cada año (Díaz-Delgado *et al.*, 2016), comenzando habitualmente en otoño y con un pico de máxima inundación en enero. A partir del inicio de la primavera, la marisma se deseca progresivamente, dando lugar a masas vegetales altamente productivas, entre las que se encuentra la que ocupa a este estudio, que alcanza su máximo en mayo.

2.2. Datos

Se estudió un periodo de 16 años (2000 – 2015) a partir de imágenes de NDVI MODIS. Para algunos de los análisis realizados, se excluyeron los datos del primer y último año de la serie por encontrarse incompletos.

Las imágenes MODIS corresponden al producto (MOD13Q1), compuestos de 16 días de NDVI realizados mediante el Máximo Valor Compuesto (MVC). Estos fueron facilitados por *Land Processes Distributed Active Archive Center* (LP DAAC) de la NASA.

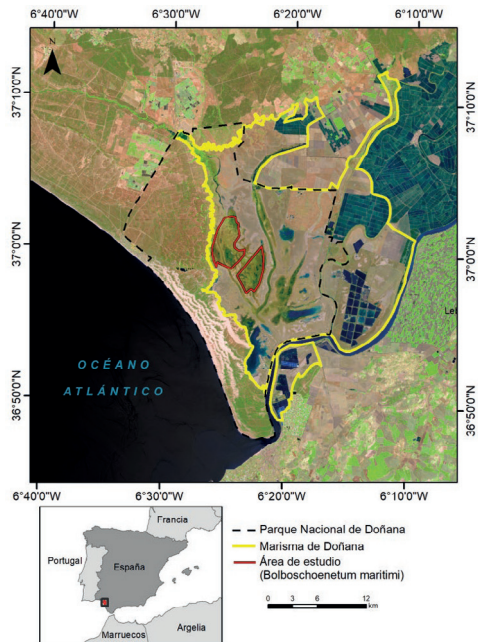


Figura 1. Localización de las masas de *Bolboschoenetum maritimi*.

Los datos de precipitación corresponden a los registros diarios de la estación manual Palacio de Doñana, situada a 1,8 km del área de estudio, y fueron proporcionados por la Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC), (<http://www.ebd.csic.es/web/icts-rbd-donnana/palacio-donana-manual>).

2.3. Preprocesamiento de los datos

La selección de los píxeles de *Bolboschoenetum maritimi* se llevó a cabo a partir de la imagen de NDVI correspondiente a mayo de 2006, asumiendo que dicha área no sufrió cambios significativos en los años estudiados. Tras delimitar los límites mediante fotointerpretación y con la ayuda de cartografía auxiliar (Castroviejo, 1993), se estableció un umbral de NDVI a partir del cual se consideró que los píxeles correspondían a la asociación estudiada. Posteriormente, se aplicó un filtro espacial para excluir las zonas de borde y posibles píxeles de mezcla. Este procedimiento permitió la obtención de píxeles con dominancia de *Bolboschoenetum maritimi* en tres zonas caracterizadas por una topografía y un hidropereodo distintos.

2.4. Indicadores de dinámica estacional

Con el objetivo de caracterizar el funcionamiento de las masas de vegetación estudiadas se extrajeron una serie de

indicadores de dinámica estacional, los cuales han sido previamente utilizados en otros estudios (Alcaraz-Segura et al., 2009a; Paruelo et al., 2001). Estos indicadores son:

- NDVI-I: NDVI interanual, indicador del comportamiento promedio del NDVI. Puede ser utilizado para estimar FAPAR y NPP.
- RREL: Diferencia entre el máximo y el mínimo NDVI dividida entre NDVI-I. Proporciona información acerca del contraste estacional en la actividad fotosintética.
- MAX y MIN: máximo y mínimo anual de NDVI, respectivamente.
- MMAX y MMIN: mes de ocurrencia de MAX y MIN. Proporciona información sobre la fenología de la vegetación.

2.5. Relación entre el funcionamiento de la vegetación y la precipitación

Se llevaron a cabo distintos análisis de regresión entre las series temporales completas de NDVI y la precipitación, teniendo en cuenta un retraso de 0, 16 y 32 días en la respuesta de la vegetación. Aquellos con un retraso de 16 días arrojaron mejores resultados ($R^2=0,1$; $p<0,05$), por lo que en adelante se utilizó este retraso en todos los análisis.

Se efectuaron análisis de regresión simple entre los indicadores de dinámica estacional y la precipitación anual en el conjunto de píxeles estudiados y en las tres zonas mencionadas anteriormente por separado. Para MAX se llevó a cabo un segundo análisis agrupando los datos por años hidrológicos, ya que el máximo de este indicador se da habitualmente al final de los mismos.

3. RESULTADOS

3.1. Dinámica del NDVI durante el periodo de estudio

El perfil (Figura 2) muestra que el NDVI ascendió generalmente hasta valores situados entre 0,7 y 0,8 a finales de mayo. En los años hidrológicos 2004–2005 y 2011–2012 el NDVI máximo anual se situó muy por debajo de la media. En estos años, la precipitación anual acumulada fue de 173 mm y 330 mm respectivamente, lo que impidió la inundación de la marisma. No obstante, en 2011–2012, el volumen de precipitación acumulado en primavera permitió que los valores de NDVI aumentaran a valores cercanos a 0,6.

3.2. Relación de los indicadores de dinámica estacional con la precipitación

La estacionalidad, medida a través de RREL, presentó una alta correlación positiva estadísticamente significativa con la precipitación ($R^2=0,70$; $p<0,05$) (Figura 3a). MIN también mostró cierta correlación negativa con la precipitación ($R^2=0,61$; $p<0,05$), debido fundamentalmente a la relación existente entre ésta y la inundación, que acentúa los mínimos de NDVI. NDVI-I no mostró una relación clara con la precipitación, debido a que en este indicador intervienen múltiples factores.

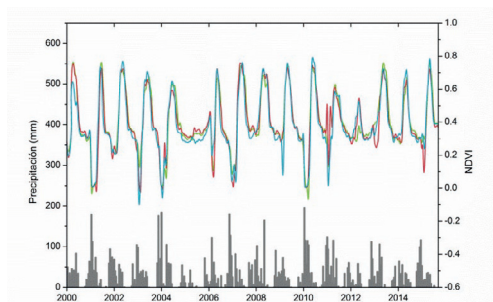


Figura 2. Perfil de NDVI y precipitación en las tres zonas estudiadas entre marzo de 2000 y septiembre de 2015. Zona 1: verde; Zona 2: rojo; Zona 3: azul.

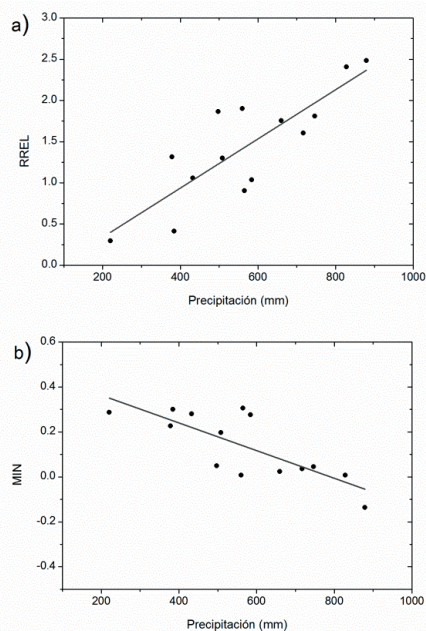


Figura 3. Diagramas de dispersión. a) Precipitación – RREL; b) precipitación – MIN.

La relación entre precipitación y MAX (Figura 4) mejoró al agrupar los datos por ciclos de inundación (septiembre–agosto) ($R^2=0,43$; $p<0,05$). El diagrama de dispersión muestra la existencia de un umbral, que se sitúa en torno a los 350 mm/año, a partir del cual MAX cae drásticamente. Esto indica que, en los años en que la precipitación se sitúa claramente por debajo de los valores típicos del ámbito, las masas de *Bolboschoenetum maritimi* no desarrollan su ciclo de vida de la forma habitual. Esta observación coincide con aquellos años en que no se produjo inundación de la marisma. Las relaciones halladas entre la precipitación y MMAX y MMIN fueron más complejas, siendo necesario un análisis en profundidad para interpretar la significación de las mismas.

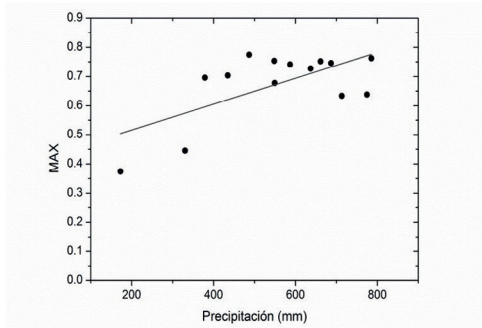


Figura 4. Diagrama de dispersión entre precipitación y MAX agrupados por ciclos de inundación.

4. CONCLUSIONES

Los análisis realizados mostraron una fuerte dependencia de la asociación *Bolboschoenetum maritimi* a los procesos de inundación de la marisma. Los años en que se acumularon unas precipitaciones muy por debajo de la media, no se produjo inundación, lo que conllevó un pobre desarrollo de la asociación estudiada. La precipitación tiene una fuerte influencia sobre los contrastes estacionales de las masas de vegetación, estando ambas variables directamente relacionadas. Además, se puso de manifiesto la dificultad de estudiar la vegetación de marisma a partir de datos de teledetección óptica, debido a la absorción de la radiación infrarroja por el agua.

La principal conclusión que puede extraerse de este estudio es la necesidad de mantener la marisma en estado natural y conservar sus dinámicas naturales de inundación. De ello depende el correcto desarrollo de ciertos tipos de vegetación de gran importancia para el funcionamiento de los ecosistemas presentes en la marisma.

5. AGRADECIMIENTOS

El segundo autor de este trabajo es un becario postdoctoral Juan de la Cierva. Agradecemos la financiación obtenida de MINECO (Proyectos BIA2013-43462-P y CSO2014-51994-P) y de la Junta de Andalucía (Grupo Investigación RNM177).

6. BIBLIOGRAFÍA

Alcaraz, D., Paruelo, J., Cabello, J. 2006. Identification of current ecosystem functional types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography*, 15(2), 200–212.

Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., Paruelo, J. 2009a. Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology*, 202(1), 13–29.

Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., Paruelo, J. M., Delibes, M. 2009b. Use of descriptors of ecosystem functioning for monitoring a national park network: a remote sensing approach. *Environmental Management*, 43(1), 38–48.

Bustamante, J., Pacios, F., Díaz-Delgado, R., Aragonés, D. 2009. Predictive models of turbidity and water depth in the Doñana marshes using Landsat TM and ETM+ images. *Journal of Environmental Management*, 90(7), 2219–2225.

Castroviejo, J. 1993. Parque Nacional de Doñana y su entorno con impactos ecológicos [Mapa]. 1:100.000.

Díaz-Delgado, R., Aragonés, D., Afán, I., Bustamante, J. 2016. Long-Term Monitoring of the Flooding Regime and Hydroperiod of Doñana Marshes with Landsat Time Series (1974–2014). *Remote Sensing*, 8(9), 775.

Fernández, N., Paruelo, J. M., Delibes, M. 2010. Ecosystem functioning of protected and altered Mediterranean environments: A remote sensing classification in Doñana, Spain. *Remote Sensing of Environment*, 114(1), 211–220.

Foley, J. A., Asner, G. P., Costa, M. H., Coe, M. T., Gibbs, H. K., Howard, E. A., ... Snyder, P. 2014. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(1), 25–32.

Huete, A., Justice, C., van Leeuwen, W. A. 1999. MODIS Vegetation Index (MOD13) Algorithm Theoretical Basis. *Environmental Sciences*, 129.

Milchunas, D. G., Lauenroth, W. K. 1995. Inertia in plant community structure: state changes after cessation of nutrient-enrichment stress. *Ecological Applications*, 5(2), 452–458.

Nelson, S. A., Cheruvilil, K. S., Soranno, P. A. 2006. Satellite remote sensing of freshwater macrophytes and the influence of water clarity. *Aquatic Botany*, 85(4), 289–298.

Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., Sala, O. E. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems*, 4(7), 683–698.

Rodríguez-Galiano, V. F., Dash, J., Atkinson, P. M. 2015. Characterising the land surface phenology of Europe using decadal MERIS data. *Remote Sensing*, 7(7), 9390–9409.

Szantoi, Z., Escobedo, F., Abd-Elrahman, A., Smith, S., Pearlstine, L. 2013. Analyzing fine-scale wetland composition using high resolution imagery and texture features. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 23, 204–212.

Villa, P., Bresciani, M., Bolpagni, R., Pinardi, M., Giardino, C. 2015. A rule-based approach for mapping macrophyte communities using multi-temporal aquatic vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 171, 218–233.

Wen, L., Yang, X., Saintilan, N. 2012. Local climate determines the NDVI-based primary productivity and flooding creates heterogeneity in semi-arid floodplain ecosystem. *Ecological Modelling*, 242, 116–126.

Wen, L., Saintilan, N. 2015. Climate phase drives canopy condition in a large semi-arid floodplain forest. *Journal of environmental management*, 159, 279–287.

Discriminación espectral de macrófitos acuáticos característicos de la marisma de Doñana bajo diferentes condiciones mediante técnicas de *machine learning*

Martínez-Almarza, M., Aragonés, D., Afán, I., Bustamante, J., Díaz-Delgado, R.

Laboratorio de SIG y Teledetección (LAST-EBD), Estación Biológica de Doñana, CSIC, Américo Vespucio s/n, 41092-Sevilla, España. rdiaz@ebd.csic.es

Resumen: El presente trabajo describe los resultados obtenidos con técnicas de “machine learning” para la discriminación espectral de las 4 especies de macrófitos acuáticos más abundantes en la marisma del Parque Nacional de Doñana. Las especies *Ruppia depanensis*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Ranunculus peltatus* y *Chara galioides* fueron cultivadas y sus firmas espectrales recabadas periódicamente durante un ciclo vegetativo completo mediante espectro-radiometría en laboratorio. Las firmas se recolectaron en un diseño factorial recogiendo el efecto de los factores ambientales más habituales que inciden en la respuesta espectral como son la profundidad, la turbidez del agua, el porcentaje de recubrimiento y el estado fenológico de las especies. Para el análisis de las mismas fue usado el software WEKA 3.8 (*Waikato Environment for Knowledge Analysis*), y en concreto la interfaz Explorer que contiene un gran número de algoritmos de regresión mediante aprendizaje automático (*Machine Learning Regression Algorithm*, MLRA). Esta herramienta ha permitido construir a partir del enorme set de datos diferentes modelos de árbol de decisión para cada una de las especies y condiciones especificadas. Dado el extenso set de firmas espectrales se utilizaron una parte para la construcción de los modelos y otra para la validación mediante el empleo de los algoritmos J48 (C4.5) y *Random Tree*. Los resultados obtenidos dan a conocer las regiones del espectro que permiten una mejor discriminación de los macrófitos de estudio bajo las diferentes condiciones ambientales habituales a lo largo del año en la marisma de Doñana.

Palabras clave: macrófitos acuáticos, espectro-radiometría de laboratorio, *Machine Learning*, Hiperespectral y humedales.

Machine learning for the spectral discrimination of aquatic macrophytes under different conditions characteristic from Doñana marshes

Abstract: This paper describes the results obtained using Machine Learning techniques for the spectral discrimination of the 4 most abundant aquatic macrophytes plant species in the marshes of the Doñana National Park. The species *Ruppia depanensis*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Ranunculus peltatus* and *Chara galioides* were cultivated and their spectral signatures collected periodically during a full vegetative cycle through spectroradiometric measurements. Signatures were collected in a factorial design, collecting the effect of the most common environmental factors that affect the spectral response, such as water depth, water turbidity, percent cover and phenological status of the species. The extensive dataset was analysed using WEKA 3.8 (*Waikato Environment for Knowledge Analysis*), in particular the Explorer interface offering a large number of Machine Learning Regression Algorithms (MLRA). This tool has allowed to build different decision tree models for the combination of all species and conditions. Given the extensive set of spectral signatures, a part was used for the construction of the models and another for the validation using the algorithms J48 (C4.5) and *Random Tree*. The obtained results allowed to identify the spectral regions providing a better discrimination of the macrophytes throughout the different environmental conditions in Doñana marshes.

Keywords: Aquatic macrophytes, laboratory spectroradiometry, Machine Learning, Hyperspectral and Wetlands.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Justificación

El presente trabajo tiene como objetivo profundizar en las características espectrales de algunos de los macrófitos acuáticos más importantes presentes en la marisma del Parque Nacional de Doñana, en concreto de *Ruppia drepanensis*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Chara galioides* (macrófitos enraizados sumergidos) y *Ranunculus peltatus* como macrófitos enraizados flotante (Figura 1). Dado que diferentes factores pueden afectar la firma espectral de estas especies se han tenido en cuenta diferentes condiciones habitualmente asociadas a la presencia de estas plantas durante el muestreo. Para ello se incorporó la variabilidad en la profundidad, la turbidez del agua en NTU (*Nefelometric Turbidity Units*), en el

porcentaje de recubrimiento y en el estado fenológico de las especies como factores en el muestreo espectro-radiométrico.

La importancia para el sostenimiento del ecosistema que tienen las praderas de macrófitos acuáticos en las marismas de Doñana es bastante alta (Duarte *et al.*, 1990), ya que controlan numerosos procesos físicos, metabólicos y ecológicos de las diferentes especies que allí lo habitan, esencialmente aves acuáticas (Amat, 1980), invertebrados (Montes *et al.*, 1982b), peces (Hernando, 1978) y mamíferos. La identificación espectral de estas especies permitirá mejorar las cartografías de presencia y abundancia de cada una de ellas en la marisma de Doñana.

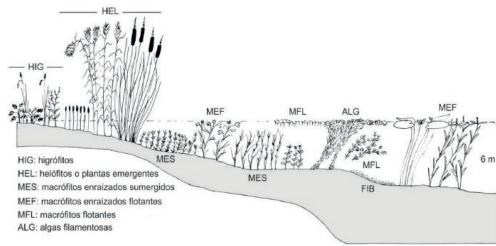


Figura 1. Distribución de la flora acuática en la marisma de Doñana (Extraído Cirujano et al., 2011).

1.2. Objetivos

El objetivo principal, es analizar y extraer las regiones espectrales más importantes para la discriminación de los principales macrófitos acuáticos en el Parque Nacional de Doñana mediante técnicas de *Machine Learning*. Una vez obtenidos los modelos de árbol de decisión podrán aplicarse a imágenes hiperespectrales de campañas aeroportadas para cartografiar su distribución y abundancia en la marisma. Para ello, se realizará una búsqueda de las bandas que permitan una correcta discriminación entre especies, teniendo en cuenta la influencia de los factores considerados.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Datos de radiometría

Los datos de partida del presente estudio son firmas espectrales de reflectividad absoluta obtenidas a lo largo de un experimento de espectro-radiometría de laboratorio (Aragónés et al., 2011) realizado en la Estación Biológica de Doñana durante un periodo de 30 semanas entre 2010 y 2011. Para las 4 especies antes mencionadas (Figura 2) se simularon diferentes condiciones ambientales tales como profundidad (0-35 cm), turbidez (0-50 NTU) y recubrimiento (1-19 macetas). A lo largo de un ciclo vegetativo completo de estas plantas se generaron un total de 559 firmas espectrales promedio (de 20 c/u), obtenidas con el espectro-radiómetro ASD FieldSpec Pro JR (Analytical Devices, Inc., Boulder, Colorado, USA) en el rango espectral de 350-2500 nanómetros (ancho banda 1,4 nm de 350 a 1000 nm y 2 nm de 1000 a 2500 nm), a través de su fibra óptica con FOV (*Field of View*) de 25°(0,44 rad).

2.2. Software de aprendizaje automático (*Machine Learning*)

Para el estudio de la minería de datos se ha utilizado un software de código abierto bajo los términos de la GNU GPL (*General Public License*) llamado WEKA 3.8 (*Waikato Environment for Knowledge Analysis*) creado por investigadores del Machine Learning Group (Universidad de Waikato, Nueva Zelanda), que contiene un amplio conjunto de herramientas para realizar aprendizaje automático.

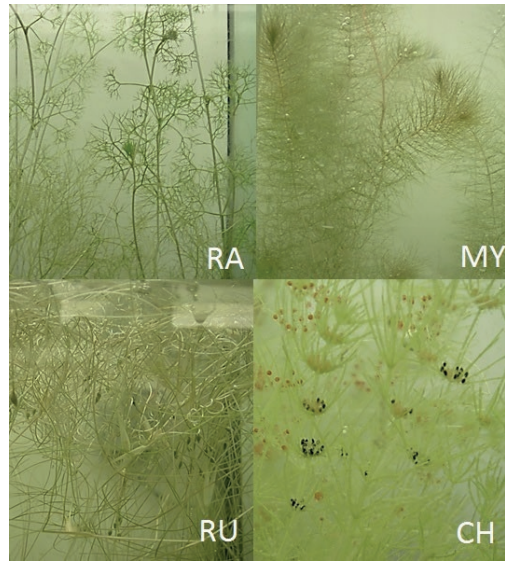


Figura 2. Diferentes especies de macrófitos: *Ruppia depanensis* (RU), *Myriophyllum alterniflorum* (MY), *Ranunculus peltatus* (RA) y *Chara galioides* (CH)

3. MÉTODOS

3.1. Selección y filtrado del set de datos

Los ficheros binarios originales con las firmas espectrales se agruparon en una hoja de cálculo incorporando toda la información de las diferentes condiciones que caracterizaban a cada medición radiométrica. Los factores o condiciones denominados variables biofísicas se incorporaron como variables dependientes y las bandas, desde 400 a 1400 nm como variables independientes. Se descartaron los valores de reflectividad entre 1400 y 2500 nm por considerarse poco informativos. De todo el conjunto de firmas, se seleccionaron algunas de las semanas del ciclo vegetativo más representativas teniendo en cuenta el estado fenológico (inicial- intermedio- maduro) de cada especie, siendo estas las semanas 9, 11, 19, 21, 24 y 29, donde la semana 9 tiene los datos iniciales de referencia, y la 24 y 29 donde encontramos el estado fenológico más avanzada de cada una de las especies.

Seguidamente, seleccionamos los valores máximos y mínimos de las variables biofísicas, y los agrupamos asignando un valor cualitativo, ya que WEKA no es capaz de realizar árboles de decisión cuando las variables dependientes son cuantitativas. Estableciéndose una serie de nuevas categorías y quedando agrupadas de la siguiente manera:

- Recubrimiento → Alto (19 macetas), Bajo (1-10 macetas)
- Turbidez → Alta (<10 NTU), Baja (0-5 NTU)
- Profundidad → Somera (0-5 cm), Profunda (25-35 cm)

- Especies → *Ruppia depanensis* (RU), *Myriophyllum alieniflorum* (MY), *Ranunculus peltatus* (RA), *Chara galioides* (CH) y *Chara galioides* con algas (CA)

Con esto se ha reducido el conjunto de datos a 346 firmas espectrales distribuidas de manera muy heterogénea entre las diferentes semanas (Tabla 1), debido a que las semanas 11, 21 y 29 tienen un mayor número de mediciones radiométricas.

Tabla 1. Número de firmas espectrales por especies de macrófitos y semanas.

Especies/Semana	9	11	19	21	24	29	Total
CA			8	22	6	22	58
CH	4	22	8	22	6	22	84
MY			8	22	6	22	58
RA	4	24	6	22	6		62
RU	4	24	6	22	6	22	84
Total	12	70	36	110	30	88	346

Una vez reclasificados de manera cualitativa se extrajeron diferentes sub-conjuntos de datos en los que para cada uno de ellos se mantuvo fijo uno de los factores y se varió el resto (Ej. Selección 1 con objetivo discriminar las especies entre sí: Se incluyen todas las especies con recubrimiento alto, turbidez baja y profundidad somera), obteniéndose un total de 20 sub-conjuntos de datos.

3.2. Opciones del procesamiento por aprendizaje automático

El proceso de modelización se efectuó mediante la interfaz Explorer del software empleado, para lo cual se realiza automáticamente un filtrado que permite discretizar las variables independientes (bandas), resultando en una agrupación de los valores de cada una de las bandas en rangos que sean más sencillos de clasificar (Fayyad e Irani, 1993).

En la fase de clasificación, fueron testados preliminarmente diferentes algoritmos disponibles en el software, tales como J48, *Random Forest*, *Random Tree*, LMT, M5P, *Hoeffding Tree* y *REPTree*. A la vista del porcentaje de acierto y la coherencia de los nudos de los árboles generados, se seleccionaron como algoritmos óptimos J48 (C4.5) y *Random Tree*, para obtener los árboles de decisión que nos permitan una mejor discriminación de las variables biofísicas.

J48 es un árbol de decisión simple C4.5 (Quinlan, 1993), que crea un árbol binario, éste se construye para modelar el proceso de clasificación, mientras que *Random Tree* es un clasificador que construye un árbol que considera k atributos elegidos al azar en cada nodo. Ambos clasificadores se han validado usando 4 opciones diferentes de validación cruzada (2-fold y 4-fold Cross-Validation) y mediante porcentajes (25% y 33%). Los índices kappa obtenidos se promediaron para valorar el acierto de cada uno de los modelos y algoritmos utilizados.

Una vez obtenidos los datos de acierto y los nudos que tiene cada selección del árbol de decisión, comprobamos cuales son las bandas que mejor discriminaron cada una de las variables seleccionadas en cada caso.

4. RESULTADOS

Si analizamos los promedios de todos los índices kappa para todas las selecciones, se aprecia un resultado algo mejor para *Random Tree* (0,4991) que para J48 (0,4763). Los resultados obtenidos por variable biofísica de manera individual se muestran a continuación.

4.1. Especie

Para esta variable, el promedio de kappa indica que *Random Tree* (0,558) es algo superior a J48 (0,504), mientras que por otro lado, los nudos de los árboles de decisión generados para ambos algoritmos tendrían una mayor importancia en el visible (concretamente entre 500-600 nm) y el IRC (entre 900-1000) para discriminar entre especies diferentes (Figura 3).

4.2. Profundidad

En cuanto a la profundidad, el promedio de los kappa indica que J48 (0,915) es algo mejor que *Random Tree* (0,9077), mientras que, los nudos del árbol de decisión muestran que para el algoritmo *Random Tree* las bandas entre los rangos 500-600 nm y 700-800 nm son las de mayor importancia, mientras que para J48 serían entre 600-800 nm.

4.3. Porcentaje de recubrimiento

En este caso, el promedio de los valores de kappa indica que J48 (0,3506) es algo mejor que *Random Tree* (0,34825), mientras que por otro lado, los nudos de los árboles de decisión generados para ambos algoritmos mostrarían datos similares, dando una mayor importancia para la discriminación de diferentes recubrimientos de vegetación los rangos comprendidos entre 700-1000 nm (con mayor relevancia entre 700-800 nm).

4.4. Turbidez

En el caso de la turbidez, el promedio de los índices kappa indica que *Random Tree* (0,2846) es algo superior a J48 (0,2454). Los nudos de los árboles de decisión generados para ambos algoritmos se ubican en diferentes regiones. Mientras J48 indica que el más relevante es el rango entre 400-500 nm, *Random Tree* recoge como las bandas más interesantes para el estudio de la turbidez las ubicadas entre 700-800 nm, 1000-1100 nm y 1300-1400 nm por ese orden de importancia.

5. DISCUSIÓN

Como vemos en los resultados obtenidos, el método empleado de aprendizaje automático usando los algoritmos *Random Tree* y J48 (C4.5) presentan de manera general buenos resultados para desarrollar estudios de espectro-radiometría con plantas acuáticas.

A la hora de discriminar este tipo de especies vegetales, podemos apreciar que la profundidad es la que más afecta a la respuesta espectral que tienen cada uno de los macrófitos de estudio, debido a la baja reflectividad del agua que modifica y homogeniza en gran medida la reflectividad de especies muy diferentes espectralmente hablando, pudiendo establecerse la zona límite de identificación de especies entre 25-35 cm de profundidad.

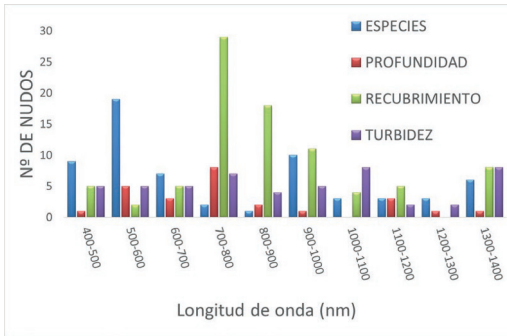


Figura 3. Número de nudos obtenidos en todos los árboles de decisión creados respecto a los rangos espectrales considerados.

Mientras que la turbidez, no afecta por igual a todas las especies ni a todas las profundidades, tiene una importante influencia dependiendo de la fase fenológica de la planta y el recubrimiento de la misma. Esto es debido a que la mayoría de los macrófitos de estudio, a las pocas semanas de desarrollo se encuentran flotando en la superficie del agua, reduciendo en gran medida el efecto de la turbidez sobre la firma espectral, siendo el *Ranunculus peltatus* la especie que menos se ve influida por la turbidez, ya que la mayor parte de la planta sobresale o se mantiene al nivel del agua en su fase más avanzada de desarrollo fenológico.

En el caso de que nos encontremos con especies en su fase inicial de desarrollo, la influencia de la turbidez es mayor, haciendo cada vez más complicado distinguir entre especies a partir de los 10 NTU.

Si observamos detenidamente los árboles de decisión generados, existen características que permiten una discriminación de las diferentes firmas espectrales tomadas en laboratorio, según diferentes condiciones de turbidez y profundidad, pudiendo ofrecer una clasificación óptima de las especies de macrófitos según las variables biofísicas existentes.

6. CONCLUSIONES

Una vez realizada esta fase analítica, se han podido identificar las diferentes regiones espectrales que permiten una mejor discriminación de las variables biofísicas (especies, profundidad, turbidez, recubrimiento y fenología), con unos resultados de fiabilidad aceptable, por lo que podrían utilizarse como las adecuadas para realizar una cartografía de macrófitos acuáticos en

la marisma del Doñana o en otros humedales con la presencia de dichas especies y condiciones similares.

Estos resultados tienen doble utilidad: por un lado los árboles de decisión generados pueden implementarse sobre imágenes hiperespectrales o multispectrales de alta resolución con objeto de realizar cartografías de presencia y distribución de las especies de estudio. Por otro lado, podrá realizarse una comparación entre esta cartografía basada en la respuesta espectral con otra obtenida mediante clasificación supervisada con información de verdad-terreno, para así testar cuál de ambos procesos de clasificación, teórica versus empírica presenta una mayor fiabilidad en la cartografía de macrófitos acuáticos.

7. AGRADECIMIENTOS

El estudio ha sido financiado por el programa Horizonte 2020 de la Unión Europea bajo el proyecto ECOPOTENTIAL (GA No. 641762).

8. BIBLIOGRAFÍA

- Amat, J.A. 1980. *Biología y ecología de la comunidad de patos del Parque Nacional de Doñana*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla.
- Aragón D. et al. 2011. Radiometría de la vegetación acuática sumergida de Doñana: variación temporal de las firmas espectrales. *XIV Congreso de Teledetección*, Mieres, 465-468.
- Cirujano S. et al. 2011. *Flora acuática: Macrófitos. Jornada de presentación del Tesoro Taxonómico para la clasificación del estado ecológico de las masas de aguas continentales*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.
- Duarte, C. et al. 1990. Biomasa de macrófitos acuáticos en la marisma del Parque Nacional de Doñana (SO España): importancia y factores ambientales que controlan su distribución. *Limnetica*, 6, 1-12.
- Hernando J.A. 1978. *Estructura de la comunidad de peces de la Marisma del Guadalquivir*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla.
- Montes C. et al. 1982b. Variación estacional de las taxocenosis de Odonatos, Coleopteros y Heterópteros acuáticos en algunos ecosistemas del Bajo Guadalquivir (SW España) durante un ciclo anual. *Anales Universidad de Murcia*, 38(1-4), 19-100.
- Usama, M.F., Keki, B.I. 1993. Multi-interval discretization of continuous-valued attributes for classification Learning. *XIII International Joint Conference of Artificial Intelligence*, 1022-1027.
- Quinlan, R. 1993. *C4.5 Programs for Machine Learning*. Morgan Kaufmann Publishers, San Mateo, CA.

Resultados preliminares sobre el decaimiento de las masas forestales del Maresme usando imágenes Sentinel-2A

Tardà, A. ⁽¹⁾, Pineda, L. ⁽¹⁾, Palà, V. ⁽¹⁾, Riera, R. ⁽²⁾, Corbera, J. ⁽¹⁾, Pérez, F. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya, Parc de Montjuïc, 08038-Barcelona, España.

⁽²⁾ Diputació de Barcelona, Compte d'Urgell, 187, 08036-Barcelona, España.

anna.tarda@icgc.cat

Resumen: Una parte considerable de los bosques de la comarca del Maresme (Catalunya, España) se encuentra afectada por un grave decaimiento de los árboles, en especial de los pinos piñoneros (*Pinus pinea*), debido a diferentes factores como la sequía, la afectación por un insecto perforador (*Thomicus destruens*) y por varios tipos de hongos. Para poder delimitar las zonas con árboles afectados, el Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC), a petición de la Diputació de Barcelona (DIBA), ha estudiado un conjunto de imágenes del satélite Sentinel-2A del programa europeo Copernicus de Observación de la Tierra. El estudio se ha centrado en la detección de las masas forestales afectadas entre los veranos de 2015 y 2016, a partir de índices de vegetación, en especial a partir del Índice de Vegetación Mejorado (EVI) y del análisis posterior de cambios y tendencias hacia el decaimiento. En este artículo se describe la metodología empleada durante el desarrollo del estudio y los primeros resultados obtenidos. La validación *in situ* de los resultados se realizará posteriormente desde los servicios técnicos de la DIBA.

Palabras clave: índices de vegetación, EVI, Sentinel-2A, Copernicus, zonas forestales, decaimiento.

Preliminary results about forestland decay in Maresme using Sentinel-2A imagery

Abstract: A significant portion of the forests in the Maresme region (Catalunya, Spain) is affected by a severe decay of the trees, particularly market in the stone pine (*Pinus pinea*), due to different factors like drought, affectionation by a wood borer insect (*Thomicus destruens*) and by several fungi. In order to be able to delimit the areas with affected trees, the Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC), at the request of the Diputació de Barcelona (DIBA), has studied a set of Sentinel-2A imagery of Copernicus (The European Earth Observation Programme). The study has focused on the detection of affected forestland in summer between 2015 and 2016, based on vegetation indices, especially from the Enhanced Vegetation Index (EVI), and the subsequent analysis of the changes and tendencies toward decay. This paper describes the methodology used in the study and the first results obtained. The *in situ* validation of the results will be performed later by technical services of the DIBA.

Keywords: vegetation indices, EVI, Sentinel-2A, Copernicus, forestland, decay.

1. INTRODUCCIÓN

La detección del decaimiento de las masas forestales se estudia habitualmente a partir de inventarios sistemáticos en las parcelas forestales afectadas. El seguimiento y el control de campo son especialmente costosos si se aborda la problemática de la detección y expansión del fenómeno, ya que obliga a supervisar el territorio forestal de forma completa y exhaustiva.

En la zona costera de la comarca del Maresme, situada al este de la provincia de Barcelona, existe una afectación grave de decaimiento de las masas boscosas debido a diferentes factores como la sequía, la aparición de hongos y en especial al insecto perforador *Tomticus destruens*, entre otros factores abióticos y bióticos, especialmente en los pinos piñoneros (*Pinus pinea*), provocando que muchos árboles queden parcial o totalmente secos y en muchos casos mueran. Actualmente estas masas forestales son objeto de monitorización por parte de la administración pública competente y, entre otras líneas de estudio, el Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC), a petición de la Diputació de Barcelona (DIBA), ha analizado este fenómeno a partir

de técnicas de teledetección utilizando las imágenes de satélite Sentinel-2, pertenecientes al programa europeo Copernicus de Observación de la Tierra.

El objetivo principal de este estudio es detectar las zonas afectadas en los años 2015 y 2016, a partir de la clasificación de índices de vegetación obtenidos del procesado de datos de las imágenes Sentinel-2A. Para poder evaluar su evolución en el territorio se analizan los cambios entre los índices de verano para los dos años y se establece una primera valoración de los resultados.

El propósito final es obtener un método eficaz para detectar de forma sinóptica y rápida el decaimiento de las masas forestales a lo largo del tiempo y aportar un conocimiento añadido a los estudios actuales.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio comprende la mayor parte de la comarca del Maresme con una orientación sureste predominante favorable a la presencia de bosques mediterráneos resistentes a las sequías de verano (Figura 1). En las

laderas orientadas al sur predominan las coníferas, especialmente los pinos piñoneros y, en menor medida, los pinos marítimos y pinos carrascos; en las laderas orientadas al norte, los bosques de encinas y, en menor medida, robles y alcornoques.

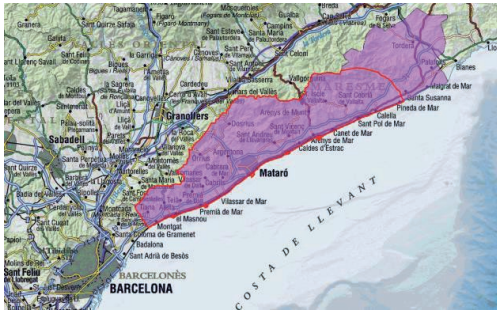


Figura 1. Área de estudio (perímetro rojo) dentro de la comarca del Maresme (polígono lila), en la provincia de Barcelona.

Las zonas orientadas al sur, donde se distribuyen la mayoría de las coníferas, son áreas en las que la sequía se manifiesta en mayor grado debido a la insolación que reciben y, por lo tanto, son zonas candidatas a presentar decaimiento de los bosques (Figura 2).

El estudio sobre los bosques se centró sobre una extracción de los polígonos de las masas forestales del Mapa de Cubiertas del Suelo de Catalunya de la última edición (MCSC ed., 2009), que suman aproximadamente 169 km², de los cuales más del 40% son bosques de pinos piñoneros y, en muchas ocasiones, bosques mixtos con encinares.



Figura 2. Pinos piñoneros afectados en la comarca del Maresme.

2.2. Selección de las imágenes Sentinel-2A

Como material básico para detectar el decaimiento de las masas forestales durante un año, comprendido entre los veranos del 2015 y 2016, se utilizaron las imágenes captadas por el sensor MSI del satélite Sentinel-2A, de acceso público y gratuito. En total se obtuvieron 11 imágenes a lo largo de las diferentes estaciones del año. La primera imagen era del 2 de agosto del 2015 y la última del 24 de noviembre del 2016. Con este conjunto de imágenes se pudo interpretar el ciclo fenológico de los árboles desde el verano-invierno del 2015 al verano-invierno del 2016.

Para optimizar la comparación entre imágenes se realizaron correcciones atmosféricas mediante el programa sen2cor de la Agencia Espacial Europea (ESA), que convierte la reflectividad TOA (*Top Of Atmosphere*) a en reflectividad BOA (*Bottom Of Atmosphere*). Además se realizó una verificación de la calidad geométrica de las imágenes para establecer los posibles desplazamientos locales que pudieran afectar posteriormente a la comparación de los índices. El desplazamiento máximo fue de medio píxel para los canales de mayor resolución espacial (10 m), pero la mayoría de los desplazamientos estaban por debajo del tercio de píxel, valores suficientemente buenos que recomendaron no remuestrear las imágenes. La comparación entre imágenes se efectuó mediante la fotointerpretación de composiciones de color y de falso color y se pudo detectar que existían zonas arboladas afectadas por el decaimiento que iban aumentando a medida que transcurría el tiempo. En especial fueron muy relevantes las imágenes de invierno de los dos años donde las zonas fuertemente afectadas seguían con una baja respuesta espectral de la vegetación. A pesar de estas evidencias, las imágenes de primavera y de invierno se descartaron posteriormente para el estudio global debido a las respuestas espectrales locales fuertemente afectadas por el suelo o por el efecto de las sombras. Después de la interpretación visual de las imágenes se seleccionaron cuatro bandas sensibles a las variaciones de la vegetación y del suelo para calcular los índices de vegetación (Tabla 1).

Tabla 1. Resolución espectral y espacial de las bandas seleccionadas para las imágenes Sentinel-2A.

Banda	Descripción	Centro espectral (nm)	Ancho banda (nm)	Píxel (m)
B2	Azul	490	65	10
B4	Rojo	665	30	10
B8	Infrarrojo cercano	842	115	10
B11	Infrarrojo corto	1610	90	20

2.3. Índices de vegetación

Una de las técnicas más usada en la teledetección clásica para detectar la vegetación y valorar su estado es el cálculo de índices de vegetación mediante la combinación aritmética de dos o más bandas espectrales sensibles a comportamientos característicos de la vegetación. Para este estudio se escogieron tres índices de banda ancha con la máxima resolución espacial posible. El primero y más utilizado es el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (en inglés *Normalized Difference Vegetation Index* o NDVI) que cuantifica el verdor de la vegetación, considerando el contraste entre la elevada dispersión que producen las hojas verdes en el infrarrojo cercano y la absorción de la clorofila en el rojo. Este índice formulado con las bandas de las imágenes Sentinel-2A se detalla a continuación:

$$NDVI = \frac{B8 - B4}{B8 + B4} \quad (1)$$

El segundo índice escogido fue el Índice de Vegetación Mejorado (en inglés *Enhanced Vegetation Index* o EVI), ya que incorpora la radiación de la zona espectral del azul (B2 en Sentinel-2) que ayuda a corregir la señal asociada al suelo y las influencias de la atmósfera en caso de no haber realizado la corrección atmosférica. Para su cálculo se ha utilizado la siguiente ecuación:

$$EVI = 2,5 \frac{B8 - B4}{B8 + 6 B4 - 7,6 B2 + 1} \quad (2)$$

El último índice escogido fue el Índice de Estrés Hídrico (en inglés *Moisture Stress Index* o MSI) que es sensible al contenido de vapor de agua de las hojas. Cuando el contenido de agua aumenta en las hojas aumenta la intensidad de absorción de la radiación en la zona espectral de los 1599 nm (B11 en Sentinel-2), mientras que cerca de los 819 nm los contenidos de agua no alteran significativamente la respuesta espectral. Estas diferencias se miden a partir del siguiente ratio:

$$MSI = \frac{B11}{B8} \quad (3)$$

2.4. Comparación entre los tres índices

Se calcularon los tres índices para todas las imágenes Sentinel-2A y se compararon entre ellos en diferentes zonas y para diferentes fechas. La primera comparación fue a través de los histogramas de una zona con pluralidad de tipos de cubiertas y se comprobó que la distribución de las frecuencias era muy parecida entre el NDVI y el MSI aunque su lectura es opuesta (Figura 3). Fue descartado el MSI por tener una peor resolución espacial, ya que la banda 11 es de 20 m (frente a los 10 m de la banda 8), creándose artefactos visuales en las zonas de transición entre cubiertas.

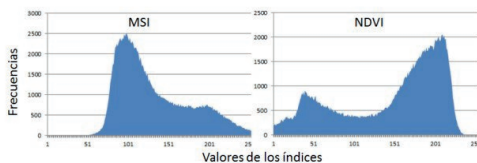


Figura 3. Representación estadística de los valores de los índices MSI y NDVI para una misma zona geográfica.

La comparación visual entre los dos índices restantes, el NDVI y el EVI, puso de manifiesto que el segundo aporta mejor caracterización de la cubierta forestal.

En la Figura 4 se observa una mejor definición del EVI respecto al NDVI en la imagen Sentinel-2A del 28 agosto del 2016. Se distingue claramente el bosque de ribera y el detalle de los bosques de coníferas más vigorosos (Vogelmann, 1990).

Una vez seleccionado el EVI como el índice más sensible para determinar los cambios en las masas forestales se calculó para las once imágenes Sentinel-2A y se constató mediante la fotointerpretación del estado fenológico que no solo intervienen las copas de los árboles sino también el sotobosque, tanto leñoso como herbáceo

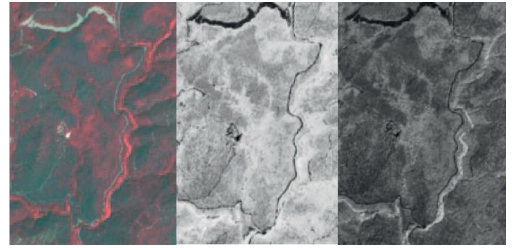


Figura 4. Zona forestal representada a la izquierda con la imagen Sentinel-2A en falso color (bandas 5, 3 y 2), en el centro el NDVI y a la derecha el EVI.

(Huete, 2002). En las imágenes de verano los efectos de la vegetación vigorosa del sotobosque son menores e influyen menos en la respuesta espectral de los píxeles mixtos. Cabe añadir que las imágenes de invierno en las zonas montañosas recogen una respuesta espectral atenuada por el efecto de las sombras. En la Figura 5 se observa la representación coloreada del EVI en una zona forestal montañosa, en verano y en invierno, donde los colores verdes indican vegetación vigorosa y los colores cálidos vegetación semiseca o seca, hasta llegar a los colores rojos que indicarían la ausencia de vegetación.

Los resultados del EVI de invierno se ven afectados por el componente topográfico y los efectos de las sombras (Matsushita, 2007), que indicarían falsas zonas desnudas de vegetación en las zonas de sombras. Además, en las zonas bien iluminadas la vegetación se detecta muy vigorosa por el componente activo del sotobosque.

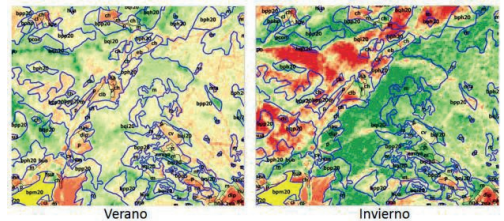


Figura 5. Representación del EVI en verano (izquierda) y en invierno (derecha) en la Serralada Litoral, superpuesta a la capa vectorial del MCSC ed. 2009.

En esta fase preliminar se concluyó que el cálculo del EVI en todo el territorio obtiene mejores resultados en verano, debido a una mejor iluminación solar del terreno y a una menor contribución de las capas vegetales del sotobosque a la respuesta espectral de la copa de los árboles.

2.5. Representación cartográfica del EVI

Una vez seleccionado el EVI para las dos imágenes de verano, la primera del día 2 de agosto del 2015 y la segunda del día 28 de agosto del 2016, se generó una imagen de grises con valores de 0 a 255, que posteriormente se segmentó para interpretar adecuadamente los cambios de la vegetación. Tras diferentes intentos de segmentación

se comprobó que las zonas afectadas por el decaimiento quedaban mejor representadas con 15 niveles en toda la imagen que, posteriormente, se reagruparon en siete clases y se aplicó un filtro de mayoría (3×3). En la figura 6 se observa el proceso de simplificación del EVI en una zona forestal afectada por decaimiento para obtener el producto cartográfico final con siete clases.

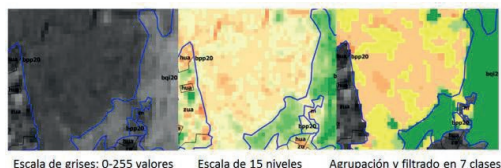


Figura 6. Ejemplo de segmentación del EVI en 7 clases.

3. RESULTADOS

3.1. Clasificación final del EVI

El resultado final de la clasificación del EVI se realizó sin trabajo de campo, por lo que se consultaron las imágenes de los vuelos fotogramétricos en infrarrojo de los años 2015 y 2016 del servicio gratuito OrtoXpres del ICGC de 25 cm de resolución espacial, para relacionar mediante la fotointerpretación los resultados del índice con los diferentes grados de afectación de las masas boscosas. La Tabla 2 recoge la leyenda: siete clases del índice y el rango de valores para cada clase.

Tabla 2. Leyenda de las clases del EVI para las masas forestales del Maresme.

Clases EVI	Descripción de las cubiertas
<=0.16	Cubiertas sin vegetación como carreteras, suelos desnudos, edificios y en algún caso zonas de vegetación muy seca
0.16 - 0.2	Entre el 75% y 100% de vegetación seca. En algunos casos cubiertas no vegetales como pistas forestales o suelos desnudos
0.2 - 0.24	Entre el 25% y el 75% de vegetación seca y, el resto, vegetación vigorosa.
0.24 - 0.28	Máximo un 25% de vegetación seca y, el resto, vegetación vigorosa.
0.28 - 0.32	Vegetación vigorosa con algunos árboles secos aislados
0.32 - 0.36	100% de masas forestales menos vigorosas
>0.36	100% de masas forestales vigorosas

La clasificación se ha aplicado a los dos EVIs calculados, el de 2015 y el de 2016, evidenciando cambios considerables en las zonas afectadas.

3.2. Detección de cambios

Para poder analizar mejor el avance del decaimiento se calcularon las diferencias entre los dos EVI segmentados en siete clases. Después, se representaron los cambios obtenidos, donde las zonas blancas indican territorios que se mantienen en la misma clase, las zonas de color verde claro corresponden a áreas que recuperan vigorosidad

respecto al año 2015 y las zonas azules y lilas son en las que empeora el decaimiento forestal en mayor o menor medida (Figura 7).

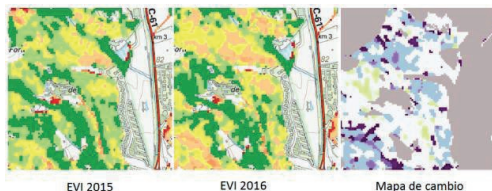


Figura 7. Ejemplo de cálculo del EVI en las masas forestales (2015 y 2016) y la imagen de cambios.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

Los resultados de la representación cartográfica del EVI sobre el estado de las masas forestales anuales y sus cambios deben ser validados con trabajo de campo por la DIBA en futuras fases del estudio. Las comparaciones visuales realizadas hasta el momento en las zonas más afectadas, con las imágenes infrarrojas de muy alta resolución de los vuelos del ICGC, demuestran una buena identificación del decaimiento forestal obtenido a partir de las imágenes Sentinel-2A.

Hay que precisar que los píxeles de 10 m agrupan diferentes copas que pueden estar o no afectadas y, por lo tanto, la identificación solo es posible a partir de porcentajes de una misma clase. Los cambios muestran las zonas de expansión que deberían confirmarse con el cálculo del nuevo EVI para el año 2017.

En particular, el cálculo del EVI en base a imágenes Sentinel-2A permite detectar claramente las zonas afectadas en las imágenes de verano con buena señal espectral. Las zonas montañosas con efectos de sombras quedan peor detectadas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Matsushita, B. et al. 2007. Sensitivity of the Enhanced Vegetation Index (EVI) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Topographic Effects: A Case Study in High-Density Cypress Forest. *Sensors*, 7, 2636-2651.
- Huete et al. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices, *Remote Sensing of Environment* 83, 195-213.
- Vogelmann, J. E.1990. Comparison between two vegetation indices for measuring different types of forest damage in the north-eastern United States. *Int. J. Remote Sensing*, 11(12), 2281-2297.

El uso de la fenología de la superficie terrestre para discriminar entre especies de pinos Mediterráneos

Aragónés, D. ⁽¹⁾, Rodríguez-Galiano, V. ⁽²⁾, Caparros-Santiago, J. A. ⁽²⁾, Navarro-Cerrillo, R. M. ⁽³⁾

⁽¹⁾Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica y teledetección (LAST-EBD), Estación Biológica de Doñana, C.S.I.C., 41092 Sevilla, España. daragones@ebd.csic.es

⁽²⁾ Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla, 41004 Sevilla, España. vrgaliano@us.es, jacaparrros@us.es

⁽³⁾ Departamento de Ingeniería Forestal, ETSIAM, Universidad de Córdoba (ceiA3), 14071 Córdoba, España. rnavarro@uco.es

Resumen: La fenología de la superficie terrestre puede mejorar el seguimiento de las superficies forestales y sus procesos de cambio. El objetivo de este trabajo fue evaluar el potencial de la fenología de la superficie terrestre para discriminar entre especies de pinos mediterráneos. Se seleccionaron 679 parcelas del Tercer Inventario Forestal Nacional de España de cinco especies de pinos y las series temporales del producto MOD13Q1 de NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) de MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) (2000-2016). Las especies de pinos se discriminaron mediante la generación de 3 modelos construidos con Random Forests: el modelo 1 utilizando las series temporales de NDVI suavizadas con el algoritmo BFAST (*Breaks For Additive Season and Trend*); el modelo 2 incluyendo las métricas multi-temporales de los parámetros fenológicos; y el modelo 3 utilizando las métricas multi-temporales y las variables físicas auxiliares (altitud, pendiente, orientación y distancia a la costa). El mejor modelo fue el modelo 3, con una exactitud global de 82%, un coeficiente kappa de 0,77 y cuyas variables más importantes fueron: altitud, distancia a la costa, día final de la estación de crecimiento y día de comienzo de la estación de crecimiento. La especie peor discriminada fue *P. nigra* (kappa=0,45) existiendo parcelas con un comportamiento similar a *P. sylvestris* y otras a *P. pinaster*, debido posiblemente al uso de subespecies distintas en las repoblaciones. Debería avanzarse en la integración de bases de datos numéricas y cartográficas aplicadas a los estudios de la fenología de la superficie terrestre de especies forestales.

Palabras clave: BFAST, Inventario Forestal Nacional, MODIS, NDVI, *Random Forest*, Timesat.

The use of Land surface phenology to discriminate between Mediterranean Pine species

Abstract: Land surface phenology can improve the monitoring of forest areas and their change processes. The aim of this work was to evaluate the potential of Land Surface Phenology to discriminate between species. 679 plots of the Third National Forest Inventory of Spain for five pine species were selected and the MOD13Q1 time series from MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) (2000-2016). Pine species were discriminated by three Random Forests model: model 1 using the time series of smoothed NDVI with the algorithm BFAST (*Breaks For Additive Season and Trend*); model 2 including the multi-temporal metrics of the phenological parameters; and model 3 using the multi-temporal metrics plus the auxiliary physical variables (altitude, slope, aspect and the coast distance). Model 3 was the best model, with an overall accuracy of 82%, a kappa coefficient of 0.77 and whose most important variables were: altitude, coast distance, end day of the growing season and beginning day of the growing season. The species worst discriminate was *P. nigra*, (kappa= 0.45), having plots with a similar behavior with *P. sylvestris* or *P. pinaster* possibly due to the use with distinct subspecies in afforestation. Progress should be made in the integration of numerical and cartographic databases applied to studies of land surface phenology of forest species.

Keywords: BFAST, MODIS, National Forest Inventory, NDVI, *Random Forest*, Timesat.

1. INTRODUCCIÓN

La teledetección juega un papel fundamental en el estudio de las cubiertas vegetales y su dinámica a escala regional, gracias a su capacidad para evaluar la respuesta de los ecosistemas a los cambios ambientales, proporcionando información sinóptica sobre amplias áreas con una alta frecuencia de adquisición (Maselli, 2004). La región mediterránea es una de las zonas con mayor biodiversidad del planeta y está experimentando rápidos cambios socio-ambientales. Además, el aumento de las temperaturas y las sequías, principalmente durante el

periodo estival como consecuencia del cambio climático, están perturbando el frágil equilibrio medioambiental de los bosques mediterráneos. A pesar de que la importancia de los bosques mediterráneos es reconocida, aún existe una gran incertidumbre en cuanto a la caracterización de las dinámicas fenológicas estacionales e interanuales de las diferentes especies forestales a escala regional (Hansen *et al.*, 2013). Dentro de las zonas áridas de la cuenca del mediterráneo nos encontramos con la situación de los bosques en España en donde los pinares son componentes importantes de muchos paisajes de esta

región, y han desempeñado un papel importante en el origen de su flora y vegetación. Además del uso de la madera, resinas y frutas, los pinares tienen un alto valor de protección tanto en las zonas áridas como montañosas y un gran valor estético y paisajístico.

La caracterización y el seguimiento de los pinares puede verse beneficiado de una mejora en la información relativa a la vegetación y/o de las técnicas de clasificación aplicadas. La inclusión de la fenología de la superficie terrestre (*Land Surface Phenology*, LSP), definida como el patrón estacional de variación en las superficies con vegetación observado a partir de series temporales de índices de vegetación obtenidos a partir de sensores remotos (Reed et al., 2009), puede mejorar significativamente la caracterización de las especies forestales. Las series temporales de datos de NDVI se pueden analizar para extraer los principales parámetros fenológicos. Estos parámetros no tienen por qué corresponder directamente con eventos fenológicos terrestres convencionales, pero proporcionan indicaciones de la dinámica de los ecosistemas. Los algoritmos de discriminación han experimentado un rápido desarrollo con la aparición de las técnicas de “*Machine Learning*”, una rama de la inteligencia artificial, relativamente nueva y en continuo desarrollo.

El objetivo de este trabajo ha sido evaluar el potencial de las series temporales de NDVI, de los parámetros fenológicos derivados y de las variables físicas auxiliares para la discriminación de las especies mediterráneas del género *Pinus* mediante métodos de *machine learning*.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La variabilidad climática y orográfica da lugar a que España posea una vegetación muy diversa, tanto en flora, como en sistemas forestales. De las 10 especies del género *Pinus* que habitan en la cuenca del Mediterráneo (Barbéro et al., 1998), en la península Ibérica habitan seis especies: *Pinus sylvestris*, *Pinus pinea*, *Pinus halepensis*, *Pinus nigra*, *Pinus pinaster* y *Pinus uncinata*. Estas especies están ampliamente distribuidas y habitan en condiciones climáticas muy diferentes.

2.1. Datos de campo

Los datos de campo para este trabajo, se han obtenido a partir del Tercer Inventario Forestal Nacional, IFN-3 (MAGRAMA, 2007). La localización de las parcelas del IFN-3 es la información cartográfica básica, para poder obtener información a nivel local de la distribución de las especies, junto con las bases de datos disponibles del IFN-3. Dado que la localización de las parcelas no está disponible para su descarga para todas las provincias, se solicitó al Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente del Gobierno de España. Se seleccionaron aquellas parcelas cuya especie principal fuera una de las 5 especies de pino objeto de estudio (códigos: 21-*Pinus sylvestris*, 23-*Pinus pinea*, 24-*Pinus halepensis*, 25-*Pinus nigra* y 26-*Pinus pinaster*), que fueran mono-específicas (a), cuya forma de la masa no fuera irregular (b), que no fueran masas naturales (c)

y que pertenecieran a la región climática mediterránea (d). Por último, se eliminaron aquellas parcelas que no fueran homogéneas en un radio de 250 metros alrededor de la parcela. En aquellos casos en los que el centro de la parcela se encontrase cerca del borde de la masa forestal, fue necesario desplazar el centro de la parcela hasta 500 metros siempre que la masa fuera continua y homogénea y no hubiera cambio en la especie principal. Este último paso se realizó fotointerpretando la última imagen satelital (Google Earth y Bing Maps) o fotografía aérea disponible, descartando aquellas parcelas ubicadas en zonas heterogéneas (e). De esta forma se obtuvo un total de 679 parcelas (Tabla 1 y Figura 1).

Tabla 1. Parcelas seleccionadas por especie.

Sp	Número de parcelas seleccionadas					e
	Inicial	a	b	c	d	
21	8.053	2.445	1.427	1.136	906	225
23	2.803	1.098	601	480	480	92
24	12.696	4.884	2.004	1.091	1.091	99
25	5.588	1.301	682	586	518	84
26	9.323	3.779	1.480	1.092	765	179
Total	38.463	13.507	6.194	4.385	3.760	679

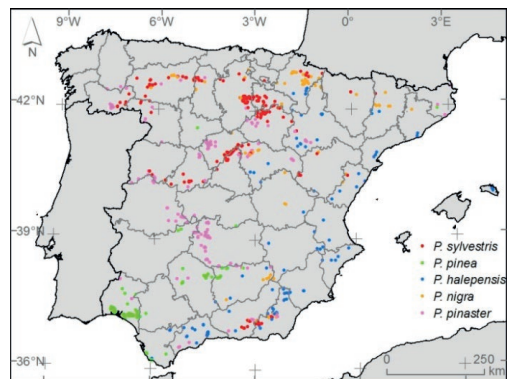


Figura 1. Distribución de las parcelas finales seleccionadas por especie del género *Pinus* del III Inventario Nacional Forestal.

2.2. Imágenes de Satélite

Para este trabajo, se utilizó el producto MOD13Q1 formado por compuestos de imágenes de 16 días de NDVI del satélite Terra, a una resolución de 250 metros del *Institute of Surveying, Remote Sensing and Land Information of the University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna*. Dicho producto se genera de manera automática siguiendo la metodología descrita en Vuolo et al. (2012). Se adquirieron los datos sin suavizar, en coordenadas geográficas (WGS84) y en formato geotiff, para el periodo comprendido entre Febrero de 2000 y Febrero de 2016, correspondiendo con 368 compuestos.

2.3. Datos auxiliares

Como información complementaria a la proporcionada por las imágenes de satélite, se calcularon las siguientes variables físicas: la elevación del terreno (altura mediana), la pendiente (valor medio en porcentaje) y la orientación (el valor de la moda dividida en 8 sectores y el porcentaje que representaba esa moda). Estas variables se obtuvieron a partir del modelo digital de elevaciones, generado por el *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer Global Digital Elevation Model* (ASTER GDEM V2 es un producto de METI y NASA), que ofrece información con una resolución espacial de 30 metros. Además, como aproximación a la medida de la continentalidad se calculó la distancia a la línea de costa del centro de cada parcela, que se calculó a partir de la base de datos de límites administrativos mundiales (GDAM V2.8) en metros (UTM 30 N ETRS89).

2.4. Extracción de los parámetros fenológicos

El algoritmo para la descomposición de series temporales en sus componentes de tendencia, estacionalidad y residuo estimado (BFAST, *Breaks For Additive Season and Trend*) utiliza un modelo de descomposición aditiva de series temporales para ajustar iterativamente una tendencia lineal segmentada y un modelo estacional segmentado. (Verbesselt *et al.*, 2010). Tras finalizar el proceso, se extrajo la componente de tendencia y estacional de todas las parcelas descartándose la componente con el residuo estimado, para mejorar la calidad de los datos antes de extraer los parámetros fenológicos.

Las series temporales sin el residuo, se procesaron con el programa Timesat (Jönsson *et al.*, 2015). La elección de los parámetros de configuración del programa Timesat depende del tipo de datos y de la vegetación estudiada, dependiendo de estos parámetros, el resultado puede ser muy diferente. Se obtuvieron los parámetros fenológicos, para cada parcela y ciclo anual: día de comienzo de la estación de crecimiento, día final de la estación de crecimiento, longitud en días de la estación de crecimiento, valor del NDVI base (valor medio de dos mínimos consecutivos), día medio de la estación de crecimiento (calculado como el valor medio de los días en los que se alcanza el 80 % del NDVI), valor máximo del NDVI, amplitud del NDVI (diferencia entre el máximo y el nivel base) y valor de la integral larga del NDVI. Para sintetizar la variabilidad interanual de los parámetros fenológicos se calcularon las siguientes métricas multi-temporales a partir de los parámetros fenológicos obtenidos por Timesat para la serie temporal completa (Hansen *et al.*, 2014): la mediana, el percentil 10, el percentil 90, la diferencia entre el percentil 90 y el percentil 10, la desviación estándar, la pendiente de la recta de regresión, el coeficiente de determinación y el número de ciclos anuales con datos válidos de cada una de los parámetros fenológicos

2.5. Algoritmo de discriminación

Las series temporales de NDVI junto con los parámetros fenológicos derivadas de las mismas, así como las variables auxiliares, fueron utilizadas para discriminar las especies mediterráneas del género *Pinus*, mediante Random forests (RF), que es un algoritmo basado en árboles de decisión. Siguiendo a Rodríguez-Galiano *et al.* (2012), se utilizaron 1000 árboles y de 1 a 30 variables aleatorias con incremento de 1. Para la elección del mejor modelo nos basamos en una validación cruzada con 10 carpetas. Se construyeron 3 modelos distintos para poder evaluar la importancia de los diferentes tipos de variables en la discriminación de las especies mediterráneas del género *Pinus*. En el modelo 1 se utilizó la serie temporal de NDVI sin el residuo (valores correspondientes a los 368 compuestos). En el modelo 2 se utilizó las métricas multi-temporales de los parámetros fenológicos obtenidas de las curvas del NDVI (64 variables). En el modelo 3 se añadió a las variables del modelo 2 las variables físicas auxiliares (64 + 5 variables). Los tres modelos se evaluaron a partir de la matriz de confusión, mediante el acierto global, el coeficiente kappa y los errores de omisión y comisión para cada especie.

3. RESULTADOS

Los valores de NDVI correspondientes a las fechas 13/08/2015, 29/08/2015, 12/08/2000, 28/07/2015 y 13/08/2005 fueron los más importantes en la construcción del modelo 1. Las diez fechas más importantes fueron las correspondientes a cuatro compuestos asociados con el verano, del 11 de julio al 29 de agosto. Alcanzó un porcentaje de exactitud global de 74,96% con un valor del índice kappa igual a 0,67. *P. pinea* fue la especie mejor diferenciada con un error de omisión de 22,8% y un error de comisión de 13,4%; *P. nigra* fue la especie peor diferenciada con un error de omisión de 71,4% y un error de comisión de 42,9%. Los valores correspondientes a las variables: percentil 90 del día de comienzo de la estación de crecimiento, percentil 10 del día de finalización de la estación de crecimiento, percentil 90 de la amplitud del NDVI, mediana del día de comienzo de la estación de crecimiento y percentil 10 del día de comienzo de la estación de crecimiento, fueron las más importantes en la construcción del modelo 2. Alcanzó una exactitud global de 72,75% con un valor del índice kappa de 0,64. *P. sylvestris* fue la especie mejor diferenciada, con un error de omisión de 7,6% y un error de comisión de 19,4%. *P. nigra* fue la especie peor diferenciada con un error de omisión de 72,6% y un error de comisión de 46,5%. Por último, los valores correspondientes a las variables: mediana de la altura, distancia a la costa, percentil 10 del día de finalización de la estación de crecimiento, mediana del día de finalización de la estación de crecimiento y percentil 90 del día de comienzo de la estación de crecimiento, fueron las más importantes en la construcción del modelo 3. Alcanzó una exactitud global de 82,47% con un valor del índice kappa de 0,77. Tanto *P. sylvestris* como *P. pinea*

fueron las especies mejor diferenciadas, con un error de omisión de 7,6 y 18,5% respectivamente y un error de comisión de 12,6% y 6,3% respectivamente. *P. nigra* fue la especie peor diferenciada con un error de omisión de 53,6% y un error de comisión de 42,6%

4. DISCUSIÓN

Este trabajo muestra la viabilidad de aplicar imágenes MODIS para el estudio de la fenología de la superficie terrestre de 5 especies mediterráneas del género *Pinus*. Los resultados muestran la potencialidad de las series temporales de NDVI para la discriminación entre especies. Siendo uno de los escasos estudios sobre fenología de la superficie terrestre en Europa a escala nacional con una resolución de 250 metros, y el único centrado en la diferenciación de múltiples especies forestales. Aunque autores como Hmimina et al., 2013 indican que no se puede inferir con MODIS los patrones fenológicos en coníferas, recientemente Liu et al., 2016 mostró que si es posible pero puede depender tanto de la región/especie como el área cubierta dentro del pixel. El algoritmo RF ha sido aplicado en diferentes ámbitos de la dasonomía, como la fenología de los bosques (Rodríguez-Galiano et al., 2015), o la clasificación y cartografía de hábitats forestales a partir de series temporales de NDVI (Clerici et al., 2012). Además, RF permite conocer qué variables son las más importantes, no sólo para el modelo general sino también para cada una de las especies, pudiendo de esta forma reducir la dimensionalidad del espacio de trabajo (efecto Hughes) y pudiéndose aplicar otras metodologías que alcancen una mejor precisión. La inclusión de variables físicas en el modelo 3, mejoró significativamente la exactitud global (80%), siendo la altitud y la distancia a la costa, las variables más importantes tanto para el modelo general como para la mayoría de las especies; permitiendo discriminar de una manera más correcta a *P. halepensis* de *P. pinaster*, y reduciendo casi a la mitad los errores cometidos en la diferenciación de esas especies en relación con los otros modelos anteriores. Con respecto a *P. nigra* no se alcanza una precisión suficiente con ninguno de los modelos, posiblemente debido a la presencia de poblaciones e incluso subespecies (ssp. *salzmanni* vs. ssp. *nigra*) con comportamientos fenológicos distintos

5. AGRADECIMIENTOS

El primer autor de este trabajo es un becario post-doctoral Juan de la Cierva (MINECO) (referencia: FPD1-2013-17183). El tercer autor es un becario pre-doctoral FPU (MECD) (referencia: FPU15/03758). Agradecemos la financiación obtenida del MINECO (Proyecto BIA2013-43462-P)

6. BIBLIOGRAFÍA

Barbéro, M., Loisel, R., Quézel, P., Richardson, D.M., Romane, F. 1998. Pines of the Mediterranean Basin, in: Richardson, D.M. (Ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge, United Kingdom, pp. 153-170.

Clerici, N., Weissteiner, C.J., Gerard, F. 2012. Exploring the Use of MODIS NDVI-Based Phenology Indicators for Classifying Forest General Habitat Categories. *Remote Sens.* 4, 1781-1803.

Hansen, M.C., Egorov, A., Potapov, P.V., Stehman, S.V. et al. 2014. Monitoring conterminous United States (CONUS) land cover change with Web-Enabled Landsat Data (WELD). *Remote Sens. Environ.* 140, 466-484.

Hansen, M.C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turbanova, S.A., Tyukavina, A. et al. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850-853.

Hmimina, G., Dufrêne, E., Pontailier, J., Delpierre, N., Aubinet, M., Caquet, Soudani, K. 2013. Remote Sensing of Environment Evaluation of the potential of MODIS satellite data to predict vegetation phenology in different biomes: An investigation using ground-based NDVI measurements. *Remote Sensing of Environment*, 132, 145-158.

Jönsson, P., Eklundh, L. 2015. TIMESAT, A software package to analyse time-series of satellite sensor data

Liu, Y., Wu, C., Peng, D., Xu, S., Gonsamo, A., Jassal, R.S., Chen, J.M. 2016. Improved modeling of land surface phenology using MODIS land surface reflectance and temperature at evergreen needleleaf forests of central North America. *Remote Sensing of Environment*, 176, 152-162.

MAGRAMA. 2007. Tercer Inventario Forestal Nacional (1997-2007). Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España

Maselli, F. 2004. Monitoring forest conditions in a protected Mediterranean coastal area by the analysis of multiyear NDVI data. *Remote Sens. Environ.* 89, 423-433.

Reed, B.C., Schwartz, M.D., Xiao, X. 2009. Remote Sensing Phenology: Status and the Way Forward, in: Noormets, A. (Ed.), *Phenology of Ecosystem Processes*. Springer New York, New York, NY.

Rodríguez-Galiano, V., Dash, J., Atkinson, P.M. 2015. Characterising the Land Surface Phenology of Europe Using Decadal MERIS Data. *Remote Sens.* 7, 9390-9409.

Rodríguez-Galiano, V.F., Ghimire, B., Rogan, J., Chica-Olmo, M., Rigol-Sanchez, J.P., 2012b. An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 67, 93-104.

Verbesselt, J., Hyndman, R., Newnham, G., Culvenor, D. 2010. Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote Sens. Environ.*, 114, 106-115.

Vuolo, F., Mattiuzzi, M., Klisch, A., Atzberger, C. 2012. Data service platform for MODIS Vegetation Indices time series processing at BOKU Vienna: current status and future perspectives, in: Michel, U., (Eds.), *SPIE Proceedings. Earth Resources and Environmental Remote Sensing/GIS Applications III*.

Modelización de factores de reflectividad en un ecosistema de dehesa a partir de un modelo de transferencia radiativa 3D

Melendo-Vega, J. R. ⁽¹⁾, Martín, M. P. ⁽¹⁾, Pacheco-Labrador, J. ⁽²⁾, Riaño, D. ^(1,3), González-Cascón, R. ⁽⁴⁾, Verrelst, J. ⁽⁵⁾, Moreno, G. ⁽⁶⁾, Vilar, L. ⁽¹⁾, Pérez-Cabello, F. ⁽⁷⁾, Montorio, R. ⁽⁷⁾, García-Martín, A. ⁽⁸⁾.

⁽¹⁾Laboratorio de Espectro-radiometría y Teledetección Ambiental (SpecLab), IEGD, CCHS, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Albasanz 26-28, 28037, Madrid. España.

{joseramon.melendo, mpilar.martin, david.riano, lara.vilar}@cchs.csic.es.

⁽²⁾Max Planck Institute for Biogeochemistry, Hanks Knöll Stra Straße 10, D-07745, Jena, Alemania.

jpacheco@bgc-jena.mpg.de

⁽³⁾Center for Spatial Technologies and Remote Sensing (CSTARS), Universidad de California, One Shields Avenue, 139 Veihmeyer Hall, Davis, CA 95616, EE.UU.

⁽⁴⁾Departamento de Medio Ambiente, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), Ctra. Coruña, km 7,5, 28040, Madrid. España. cascon@inia.es

⁽⁵⁾Image Processing Laboratory (IPL), Park Científic, Universitat de València, Paterna, 46980, Valencia. España. jochem.verrelst@uv.es

⁽⁶⁾I.T. Forestal, Centro Universitario, Universidad de Extremadura, Avda. Virgen del Puerto, Plasencia, 10600 Cáceres, España. gmoreno@unex.es

⁽⁷⁾Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza, Pedro Cerbuna, 12, 50009, Zaragoza, España. fcabello@unizar.es, montorio@unizar.es.

⁽⁸⁾Centro Universitario de la Defensa (CUD) de Zaragoza, Academia General Militar. Ctra. De Huesca s/n, 50090, Zaragoza, España. algarcia@unizar.es

Resumen: FLIGHT es un Modelo de Transferencia Radiativa (RTM) 3D que emplea el método Monte Carlo para simular el transporte de fotones en una escena determinada, caracterizada por la combinación de un dosel arbóreo y la vegetación y/o suelo subyacente. En este trabajo se ha utilizado FLIGHT, integrado en la herramienta ARTMO (<http://ipl.uv.es/artmo/>), para simular la reflectividad a nivel de dosel en un ecosistema de dehesa en 3 parcelas de 75×75 m con diferente densidad arbórea. La simulación se ha realizado en dos momentos fenológicos contrastados (primavera y verano) que coinciden con la adquisición de imágenes del sensor hiperespectral aeroportado *Compact Airborne Spectrographic Imager* (CASI). La reflectividad simulada con FLIGHT ha sido comparada con la registrada por el sensor CASI en las parcelas analizadas. Los resultados muestran un buen ajuste entre los espectros simulados y los medidos con CASI, especialmente en la parcela con menor densidad arbórea, donde la reflectividad de la cubierta de pasto, incluida como *input* del modelo, contribuye de forma decisiva en el resultado de la modelización. En esta parcela las diferencias relativas entre los espectros simulados y medidos con CASI son de 6,74% en el Visible (VIS) y 2,22% en el Infrarrojo Cercano (IRC) en primavera y de 6,10% en el VIS y 2,62% en el IRC en verano.

Palabras clave: FLIGHT, ARTMO, transferencia radiativa, 3D, dehesa, CASI.

Modeling reflectance factors in a Mediterranean “dehesa” ecosystem by using 3D radiative transfer model

Abstract: FLIGHT is a 3D Radiative Transfer Model (RTM) which uses the Monte Carlo method to simulate the photon transport in a specific scene, characterized by a combination of a tree canopy and the underlying soil/pasture background. In this paper FLIGHT was used, through ARTMO toolbox (<http://ipl.uv.es/artmo/>), to simulate the canopy reflectance in 3 plots of 75×75 m with different canopy density located in a Mediterranean wooded grassland ecosystem. Simulation was performed in two contrasting phenological periods (spring and summer) which matched with the image acquisition by the CASI sensor. FLIGHT simulated reflectance was compared with CASI data in the plots analyzed. Results show good correlations between simulated and measured data, especially in the plot with lower fractional cover; where the grass spectrum, used as model input, contributes significantly to the results. In this plot, the relative differences between simulated and measured spectra are 6.74% in the Visible (VIS) and 2.22% in the Near-Infrared (NIR) in spring and 6.10% in the VIS and 2.62% in the NIR in summer.

Keywords: FLIGHT, ARTMO, radiative transfer, 3D, dehesa, CASI.

1. INTRODUCCIÓN

Para modelizar la relación existente entre la respuesta espectral de la vegetación y sus propiedades biofísicas,

la teledetección ha recurrido mayoritariamente a dos tipos de modelos: empíricos y físicos. Los métodos físicos se basan en el establecimiento de relaciones de

validez general a partir de la relación existente entre la respuesta espectral de la vegetación y sus propiedades (Yebra et al., 2008). La mayoría de estos modelos están basados en la ecuación de transferencia radiativa (*Radiative Transfer Models*, RTM), simulando los procesos de dispersión y absorción que los fotones experimentan en su interacción con la atmósfera y la superficie terrestre. Los RTM presentan diversas escalas y niveles de complejidad. A escala de hoja el modelo más utilizado por la comunidad científica es PROSPECT (Jacquemoud y Baret 1990). Este modelo, considera la hoja como un conjunto N de capas separadas por aire y afectadas por un índice de refracción y absorción determinado. A nivel de dosel vegetal, uno de los modelos más utilizados es SAIL (Verhoef 1984), un modelo turbido en dos dimensiones que simula el factor de reflectividad direccional (BRDF). Otros modelos más complejos son aquellos que simulan la reflectividad en tres dimensiones y a nivel de ecosistema. Entre ellos se encuentra FLIGHT (North 1996), un modelo basado en el método Monte Carlo que simula la trayectoria aleatoria del fotón así como los procesos de dispersión y absorción que éste experimenta hasta que llega al receptor. FLIGHT ha mostrado buenos resultados en la estimación de variables como la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida (Guillen-Climent et al., 2012) o la fluorescencia inducida por el Sol (Hernández-Clemente et al., 2017) y es uno de los 6 modelos de referencia utilizados en el proyecto RAMI (<http://rami-benchmark.jrc.ec.europa.eu>).

En este trabajo se ha utilizado FLIGHT para modelizar la reflectividad de tres parcelas situadas en un ecosistema de dehesa. Los resultados han sido validados mediante datos del sensor aeroportado *Compact Airborne Spectrographic Imager* (CASI). Además se ha realizado un Análisis Global de Sensibilidad (GSA) del modelo para identificar los parámetros más influyentes en los factores de reflectividad. El objetivo final de este estudio es generar una base de datos espectral simulada que permita evaluar la capacidad de diversos índices espectrales para estimar de forma eficaz variables biofísicas de la vegetación en un ecosistema tipo “tree-grass” en cualquier etapa del ciclo fenológico.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Este trabajo se ha realizado en el contexto del proyecto SynerTGE (<http://www.lineas.cchs.csic.es/synergte/>), cuya zona de estudio se localiza en un ecosistema de dehesa situado en Las Majadas del Tiétar (Cáceres). El clima en esta zona es Mediterráneo, con una precipitación media anual de 700 mm y una temperatura media de 16,7°C. Presenta una cobertura arbórea media de un 20% y en ella hay instaladas 3 torres de medición de flujos de agua y carbono integradas en la red Fluxnet (<https://fluxnet.ornl.gov/>).

La modelización se ha realizado en tres parcelas (Figura 1) y en dos momentos fenológicos claramente diferenciados: primavera, cuando la cubierta de pasto

alcanza máximo de biomasa verde y brota la nueva cohorte foliar del dosel de encinas; y verano, cuando el pasto está completamente seco.

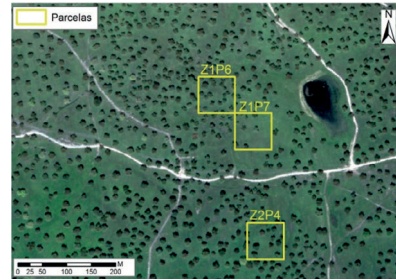


Figura 1. Localización de las parcelas de estudio.

2.1. Parametrización del modelo FLIGHT

Este modelo fue utilizado a través de ARTMO (Verrelst et al., 2012), una interfaz gráfica que permite realizar operaciones con RTMs de forma rápida y sencilla (<http://ipl.uv.es/artmo/>). Los parámetros de entrada del modelo (Tabla 1) fueron calculados o recopilados a partir de diversas fuentes, y en su mayor parte se refieren a mediciones realizadas en la misma zona de estudio. El modelo requiere, además, información espectral de las hojas y tronco del estrato arbóreo (en nuestro caso fundamentalmente *Quercus ilex*) y del *background* (en nuestro caso el pasto).

Las medidas de reflectividad y transmisividad de la hoja de *Quercus ilex* fueron adquiridas a partir de una esfera de integración LiCOR 1800 conectada a un espectroradiómetro ASD Fieldspec® 3. Se midieron un total de 59 hojas del brote actual y previo en 3 encinas. Sobre estas mismas encinas se midió la reflectividad de la corteza utilizando una sonda de contacto montada en el Fieldspec. El factor de reflectividad del *background*, se midió con el mismo espectro-radiómetro en dos transectos con dirección NE-SW y NW-SE en cada una de las tres parcelas analizadas (Figura 1).

2.2. Análisis de sensibilidad del modelo

El GSA es una técnica en la que se cuantifica la contribución de cada uno de los parámetros utilizados en el RTM a la varianza del modelo en diferentes longitudes de onda. Es un proceso computacionalmente costoso, especialmente en modelos de cierta complejidad, como es el caso de FLIGHT.

Para acelerar el tiempo de procesado del GSA se utilizó un emulador del modelo (Rivera et al., 2015; Verrelst et al., 2016) testeando tres algoritmos de *machine learning*: *Kernel Kridge Regression* (KRR), *Gaussian Process Regression* (GPR) y Redes Neuronales (NN). El GSA fue finalmente realizado con el algoritmo que menor Error Cuadrático Medio Relativo (RRMSE) presentó. Tanto el GSA como el emulador fueron procesados utilizando las herramientas disponibles en ARTMO.

Tabla 1. Datos de entrada utilizados en la parametrización del modelo FLIGHT para las parcelas (ZxPx) simuladas.

Parámetro	23/04/2015			03/07/2015			Fuente
	Z1P6	Z1P7	Z2P4	Z1P6	Z1P7	Z2P4	
Ángulo. Solar Zenital (SZA)	27,8	27,8	27,8	17,9	17,9	17,9	Calculado para el día de vuelo
Ángulo. Solar Azimutal (SAA)	168,7	168,7	168,7	159,2	159,2	159,2	Calculado para el día del vuelo
Ángulo. Visual Zenital (VZA)	6,3	5,5	8,5	6,0	4,7	7,6	El correspondiente a la imagen CASI
Ángulo. Visual Azimutal (VAA)	44,0	70,9	124,4	42,9	71,2	136,1	El correspondiente a la imagen CASI
AOT@550	0,11	0,11	0,11	0,16	0,16	0,16	Datos proporcionados por el INTA y obtenidos a partir de los sensores CIMEL CLIMAT y Microtops.
Cobertura arbórea	0,25	0,08	0,16	0,25	0,08	0,16	Calculado mediante clasificación supervisada de la imagen CASI
Tamaño de hoja (LS)	2,76	2,76	2,76	2,76	2,76	2,76	Datos medidos en campo por el Grupo de Investigación Forestal del Departamento de Biología vegetal, Ecología y Ciencias de la Tierra de la Universidad de Extremadura
Rugosidad del suelo (SR)	0	0	0	0	0	0	(Hapke 1983)
Índice de Área Foliar (LAI)	0,32	0,10	0,20	0,32	0,10	0,20	Datos medidos en campo por el Grupo de Investigación Forestal del Departamento de Biología vegetal, Ecología y Ciencias de la Tierra de la Universidad de Extremadura
Fracción de hojas verdes (FGL)	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	Datos medidos en campo por el Grupo de Investigación Forestal del Departamento de Biología vegetal, Ecología y Ciencias de la Tierra de la Universidad de Extremadura
parámetros de la copa del árbol				Pacheco-Labrador <i>et al.</i> , 2016			
Forma de la copa	Radio horizontal (m)	Radio vertical (m)	Altura a la primera rama (m)		Diámetro del Tronco (m)		
			min	máx			
Elipsoidal	4,2	2,7	1,5	3,5	0,454		

2.3. Validación de los espectros simulados

La validación de los datos espectrales simulados se realizó comparando los mismos con los medidos en las parcelas de estudio por el sensor CASI en las fechas de referencia. Se usaron 84 bandas comprendidas entre 450 y 850 nm con un ancho de banda de 5,5 nm. Para cada una de las imágenes, se realizó la extracción de los valores de reflectividad registrados en todas las bandas para los píxeles incluidos en cada parcela de validación. Posteriormente, se calculó el valor medio para cada parcela y éste se comparó con el valor simulado con FLIGHT para cada periodo calculándose las diferencias relativas entre los datos simulados y los medidos con CASI.

3. RESULTADOS

3.1. Modelización con FLIGHT y validación con CASI

Los resultados de la simulación fueron, en general satisfactorios en ambas fechas (Figura 2), si bien se distinguen claras diferencias en el ajuste en función del grado de cobertura arbórea de cada parcela. En la parcela con menor densidad arbórea (Z1P7) las simulaciones presentan mejores ajustes con los datos CASI que en el resto, con diferencias relativas que apenas superan el 6,5%. Las diferencias relativas son menores en la región del Visible que en el Infrarrojo cercano (IRC) donde existe una tendencia a la sobreestimación de la reflectividad

en aquellas parcelas que presentan una cobertura arbórea más densa (Z1P6 y Z2P4). Por lo general, esta sobreestimación es mayor en primavera que en verano con diferencias relativas de hasta el 12,84% en el IRC.

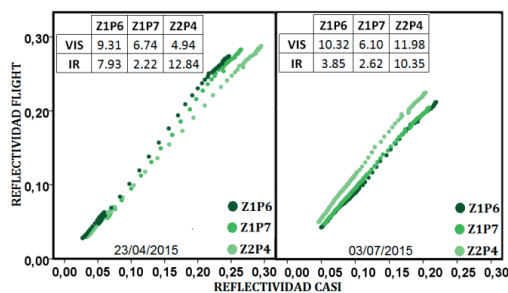


Figura 2. Diagramas de dispersión entre datos simulados con FLIGHT y medidos con CASI. En las tablas se incluyen las diferencias relativas (%) en cada parcela y región espectral.

3.2. Análisis de sensibilidad del modelo

El algoritmo de *machine learning* utilizado para realizar el GSA que mostró los mejores ajustes, con un RRMSE del 1,05% fue el NN. Los resultados (Figura 3) evidencian la gran sensibilidad del modelo a los parámetros relacionados con la observación e iluminación que representan casi el 70% de la varianza total.

Otros parámetros relevantes son el AOT@550 (AOT), que representa un 24,9% de la varianza del modelo y el LAI, cuyo aporte al modelo es bastante significativo en el IRC con un 10,29% de la varianza.

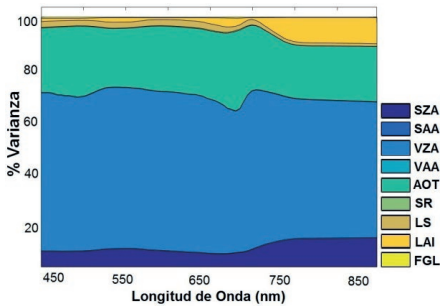


Figura 3. Resultados del Análisis Global de Sensibilidad.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados muestran la fuerte influencia del *background* (en nuestro caso la cubierta de pasto) en la modelización con FLIGHT. Esto se relaciona con las peculiaridades del ecosistema analizado, con un dosel arbóreo muy disperso y relativamente constante en sus características biofísicas y estructurales pero con una cubierta subyacente compleja estructuralmente y extraordinariamente dinámica. Los resultados indican, por tanto, la necesidad de obtener una adecuada parametrización del *background* en el modelo. Para ello existen dos opciones: contar con medidas espectrales *in situ* con frecuencia suficiente; por ejemplo a partir de sensores ópticos que operen de forma continua (Balzarolo et al., 2011), o utilizar modelos de transferencia radiativa como SAILH para generar una base de datos espectral que permita representar la variabilidad fenológica del pastizal en la dehesa. En las parcelas en las que la densidad arbórea es mayor se pueden apreciar sobreestimaciones en el IRC que podrían estar relacionadas con una incorrecta parametrización del LAI, ya que en este estudio se utilizó un valor promedio para todos los árboles del ecosistema y que, como ha demostrado el GSA, tiene una mayor influencia en esta región del espectro. Las diferencias entre los datos simulados y el dato CASI no superan, en general, el 15%. La utilización del emulador para abordar el GSA ha mostrado muy buenos resultados, especialmente utilizando NN, como ya se ha comprobado en estudios previos (Rivera et al., 2015; Verrelst et al., 2016).

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto SynerTGE (CGL2015-G9095-R, Ministerio de Economía y Competitividad) Agradecemos la participación del personal de SPECLAB-CSIC y a todos los colaboradores que han facilitado los datos para estudio.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Balzarolo, M., Anderson, K., Nichol, C., Rossini, M., Vescovo, L., Arriga, N., Wohlfahrt, G., Calvet, J.-C., Carrara, A., Cerasoli, S., Cogliati, S., Daumard, F., Eklundh, L., Elbers, J.A., Evrendilek, F., Handcock, R.N., Kaduk, J., Klumpp, K., Longdoz, B., Matteucci, G., Meroni, M., Montagnani, L., Ourcival, J.-M., Sánchez-Cañete, E.P., Pontailier, J.-Y., Juszczak, R., Scholes, B., Martín, M.P. 2011. Ground-Based Optical Measurements at European Flux Sites: A Review of Methods, Instruments and Current Controversies. *Sensors*, 11, 7954.
- Guillen-Climent, M.L., Zarco-Tejada, P.J., Berni, J.A.J., North, P.R.J., Villalobos, F.J. 2012. Mapping radiation interception in row-structured orchards using 3D simulation and high-resolution airborne imagery acquired from a UAV. *Precision Agriculture*, 13, 473-500.
- Hapke, B. 1983. *Theory of reflectance and emittance spectroscopy* Cambridge, UK.
- Hernández-Clemente, R., North, P.R.J., Hornero, A., Zarco-Tejada, P.J. 2017. Assessing the effects of forest health on sun-induced chlorophyll fluorescence using the FluorFLIGHT 3-D radiative transfer model to account for forest structure. *Remote Sensing of Environment*, 193, 165-179.
- Jacquemoud, S., Baret, F. 1990. PROSPECT: A model of leaf optical properties spectra. *Remote Sensing of Environment*, 34, 75-91.
- North, P.R.J. 1996. Three-dimensional forest light interaction model using a Monte Carlo method. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 34, 946-956.
- Pacheco-Labrador, J., Martín, M.P., Riaño, D., Hilker, T., Carrara, A. 2016. New approaches in multi-angular proximal sensing of vegetation: Accounting for spatial heterogeneity and diffuse radiation in directional reflectance distribution models. *Remote Sensing of Environment*, 187, 447-457.
- Rivera, J., Verrelst, J., Gómez-Dans, J., Muñoz-Marí, J., Moreno, J., Camps-Valls, G. 2015. An Emulator Toolbox to Approximate Radiative Transfer Models with Statistical Learning. *Remote Sensing*, 7, 9347-9370.
- Verhoef, W. 1984. Light scattering by leaf layers with application to canopy reflectance modeling: The SAIL model. *Remote Sensing of Environment*, 16, 125-141.
- Verrelst, J., Romijn, E., Kooistra, L. 2012. Mapping Vegetation Density in a Heterogeneous River Floodplain Ecosystem Using Pointable CHRIS/PROBA Data. *Remote Sensing*, 4, 2866-2889.
- Verrelst, J., Sabater, N., Rivera, J., Muñoz-Marí, J., Vicent, J., Camps-Valls, G., Moreno, J. 2016. Emulation of Leaf, Canopy and Atmosphere Radiative Transfer Models for Fast Global Sensitivity Analysis. *Remote Sensing*, 8, 673-700.
- Yebrá, M., Chuvieco, E., Aguado, I. 2008. Comparación de Modelos Empíricos y de Transferencia Radiativa para estimar contenido de humedad en pastizales: Poder de generalización. *Revista de Teledetección*, 29, 73-90.

Análisis y modelización de la deformación del Alto Guadalentín mediante datos de interferometría radar

Ezquerro, P. ^(1,2,3), Béjar-Pizarro, M. ^(1,2,3), Herrera, G. ^(1,2,3,4), Fernández Merodo, J. A. ^(1,2,3), Tomás, R. ^(2,3,5),
Guardiola-Albert, C. ^(1,6), Boni, R. ⁽⁷⁾, Staller, A. ⁽⁸⁾

⁽¹⁾ Geohazards InSAR laboratory and Modeling group (InSARlab), Geoscience research department, Geological Survey of Spain (IGME), Alenza 1, E-28003 Madrid, España. {m.bejar, p.ezquerro, g.herrera, c.guardiola, j.fernandez}@igme.es

⁽²⁾ Unidad Asociada de investigación IGME-UA de movimientos del terreno mediante interferometría radar (UNIRAD), Universidad de Alicante, P.O. Box 99, 03080 Alicante, España. roberto.tomas@ua.es

⁽³⁾ Grupo Español de Trabajo en Subsistencia del Terreno (SUBTER), UNESCO, France.

⁽⁴⁾ Earth Observation and Geohazards Expert Group (EOEG), EuroGeoSurveys, the Geological Surveys of Europe, 36-38, Rue Joseph II, 1000 Brussels, Belgium.

⁽⁵⁾ Departamento de Ingeniería Civil, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Alicante, P.O. Box 99, 03080 Alicante.

⁽⁶⁾ Área de Geología Ambiental y Geomatáticas, Geoscience research department, Geological Survey of Spain (IGME), Alenza 1, E-28003 Madrid, España.

⁽⁷⁾ Department of Earth and Environmental Sciences, University of Pavia, Via Ferrata 1, 27100 Pavia, Italy.

⁽⁸⁾ Depto. de Ingeniería Topográfica y Cartografía, Universidad Politécnica de Madrid, 28031 Madrid, España.
a.staller@upm.es

Resumen: La cuenca Alta del Guadalentín presenta una de las mayores tasas de subsidencia de Europa (>10 cm/año). Desde los años 60 el acuífero subyacente que alimenta parte de la agricultura del área de Lorca ha experimentado descensos piezométricos muy acusados, siendo declarado como sobreexplotado en 1987. La relación entre ambos fenómenos es uno de los principales objetivos del proyecto AQUARISK (Estudio de riesgos geológico-geotécnicos por explotación de acuíferos mediante técnicas espaciales y terrestres. Aplicaciones a estructuras e infraestructuras urbanas. ESP2013-47780-C2-2-R). Como parte de este proyecto se están utilizando los resultados de deformación superficial obtenidos mediante interferometría radar (DInSAR) junto con datos geológicos e hidrogeológicos. Para complementar y validar los resultados se ha llevado a cabo una campaña de nivelación en 2016 y la instalación de una estación GPS permanente. A partir de los primeros resultados se están desarrollando nuevos productos que interrelacionan las componentes superficial y subterránea: a) subdivisión de las formaciones del acuífero por características deformacionales y productos SAR, b) construcción de un modelo numérico de flujo para el acuífero entre 1960 y 2012 que usa el anterior producto, c) generación de modelos geomecánicos que reproduzcan las deformaciones que se presentan en la zona a partir de los cambios en el acuífero.

Palabras clave: Acuífero, Alto Guadalentín, DInSAR, modelización, subsidencia.

Alto Guadalentín subsidence analysis and modelling based on radar interferometry data

Abstract: *Alto Guadalentín basin is affected by one of the greatest subsidence rate in Europe (>10 cm/year). Since the 1960s, the underlying aquifer system, which is used to irrigate the Lorca area, has presented a continuously declining water level, eventually being declared as overexploited in 1987. The relationship between both phenomena is one of the main goals of the AQUARISK project (Analysis of geological-geotechnical risks due to groundwater exploitation using space and terrestrial techniques. Application in urban structures and infrastructures. ESP2013-47780-C2-2-R). As part of this project, radar interferometry (DInSAR) measurements of the deformation field from 1992 to 2016, geological and hydrogeological data will be used. In order to complement and validate the results a levelling campaign was performed in 2016 and a permanent GPS station was installed. Using our preliminary results, new models and products interrelating surface and underground data are being developed, specifically: a) subdivision of the aquifer system layers based on deformational properties and SAR data, b) development of a hydrogeological flow model between 1960 and 2012 taking into account new described sublayers, c) development of geomechanical models reproducing surface deformation from water level changes.*

Keywords: *Aquifer, Alto Guadalentín, DInSAR modelling, subsidence.*

1. INTRODUCCIÓN

La sobreexplotación de los acuíferos es un problema que afecta a numerosas regiones, especialmente en zonas áridas o semi-áridas (Taylor *et al.*, 2012; Wada *et al.*, 2010). El

incremento de la población y de las actividades agrícolas de las últimas décadas ha conducido a la necesidad de complementar los recursos hídricos superficiales mediante la extracción de agua subterránea. Además de

los efectos sobre el propio acuífero, el descenso de los niveles piezométricos puede generar la consolidación de los materiales como explica el principio de las tensiones efectivas de Terzaghi. Ejemplos de este fenómeno han sido detectados a lo largo de todo el mundo, siendo responsable de deformaciones superficiales capaces de generar daños en estructuras e infraestructuras y pérdida de la capacidad de almacenamiento del acuífero (Herrera *et al.*, 2010; Béjar-Pizarro *et al.*, 2017).

En la zona estudiada, la cuenca del Alto Guadalentín, se unen los factores de pertenencia a una región de baja pluviometría como lo es el Arco Mediterráneo; presencia de una agricultura y población notablemente desarrollada que demanda importantes recursos hídricos; y la existencia de un acuífero detrítico en el cual se pueden desarrollar fenómenos de consolidación.

Anteriores trabajos (Boni *et al.*, 2015; Gonzalez y Fernández, 2011; Béjar-Pizarro *et al.*, 2016) han empleado imágenes SAR multisensor de los satélites ERS-1/2, ENVISAT, ALOS y Cosmo-SkyMed (CSK) para el estudio de la zona durante 20 años (1992-2012), detectando una de las mayores tasas de deformación de la Unión Europea (>10 cm/año). El análisis de las series piezométricas correspondientes al acuífero ha revelado un descenso de los niveles piezométricos muy acusado desde los años 60 hasta la actualidad, coincidente con la intensificación del desarrollo agrario de la cuenca.

El estudio de la interacción entre la deformación superficial monitorizada mediante Interferometría diferencial radar satélite (DInSAR) y los cambios en el acuífero infrayacente mediante el desarrollo de modelos matemáticos hidrogeológicos que reproduzcan su comportamiento permitirá un acercamiento global a un problema de gran importancia para la gestión del agua.

En este trabajo se presentan los avances que se han realizado en la caracterización y monitorización de la cuenca, así como los primeros resultados de un modelo numérico hidrogeológico generado mediante el uso del código MODFLOW para el periodo 1960-2012. También se explorarán las líneas de avance que se abren a través de los resultados presentados y las nuevas herramientas disponibles, en especial la cobertura de imágenes SAR que Sentinel-1 A/B pone a disposición.

2. ZONA DE ESTUDIO

La cuenca del Alto Guadalentín es una depresión tectónica de 250 km² desarrollada durante la orogenia alpina. El basamento metamórfico pre-orogénico presenta una forma de horst y graben (Cerón, 1995) limitado en su parte Norte por la falla de Alhama de Murcia. Sobre él se asientan materiales sedimentarios Terciarios y Cuaternarios que constituyen el relleno de la cuenca y conforman el acuífero del Alto Guadalentín. Las margas del Mioceno forman las capas inferiores que actúan como sello impermeable, a cuyo techo se sitúan formaciones de areniscas y conglomerados también Miocenas. El cuerpo central del acuífero lo forman los sedimentos Plio-Cuaternarios que componen su capa más superficial. El origen de estos materiales se sitúa

en los abanicos aluviales de las montañas circundantes, generándose estructuras de lentejones de arenas y gravas en una matriz arcillo-limosa (IGME, 1981; Cerón, 1995). Desde el punto de vista hidrológico, el único curso de agua semipermanente es el río Guadalentín, presentando fuertes estiajes con caudales medios de 0,1 m³/s y eventos de grandes riadas catastróficas con picos de hasta 2000 m³/s. Siendo limitada la alimentación del acuífero por parte de los cursos de agua, los principales aportes se generan a través de la infiltración de agua de lluvia y de los retornos de riego. Las precipitaciones medias anuales sobre la cuenca se sitúan en los 250 mm, no siendo raros los años con menos de 200 mm. Con estos datos se puede ver que los recursos renovables del acuífero son muy limitados y con gran dependencia de las precipitaciones. La vega del Alto Guadalentín y su acuífero han sido utilizados desde época Árabe (siglo IX) para el desarrollo de una fértil agricultura. En 1960 se llevó a cabo una campaña de perforación de pozos con el objetivo de revitalizar la agricultura de la zona. El incremento de la presión sobre el acuífero condujo a la declaración del acuífero como parcialmente sobreexplotado en 1987 (CHS, 2006). Las restricciones y los aportes del transvase Tajo-Segura (1979) estabilizaron los niveles durante unos años, pero posiblemente tras la sucesión de varias sequías durante la década de los 90 se inició un nuevo descenso de los niveles piezométricos hasta la actualidad.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

El enfoque global que requiere la zona de estudio hace necesaria la utilización de múltiples técnicas y fuentes de datos. Para la monitorización de las deformaciones superficiales se han recopilado procesados de imágenes SAR procedentes de los satélites disponibles, además de realizar campañas de nivelación topográfica, observaciones GPS e instalar una estación GPS permanente. Los datos geológicos e hidrogeológicos se han recopilado a través de las bases de datos del Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), así como de los anteriores modelos generados por estas entidades.

3.1. Desarrollo de una red de monitorización

La magnitud (>10 cm/año) y extensión (aprox. 100 km²) de la subsidencia que sufre la cuenca del Alto Guadalentín hace necesario el desarrollo de una red de monitorización. En este caso se ha optado por el uso de varias técnicas de control de deformaciones (Figura 1).

El procesado DInSAR permite evaluar la evolución temporal de las deformaciones superficiales cubriendo grandes extensiones y con una alta densidad de datos. Estudios previos sobre la zona han utilizado las imágenes SAR correspondientes a los satélites ERS (1992-2000), ENVISAT (2003-2010), ALOS (2007-2010) y CSK (2011-2012) para caracterizar espacial y temporalmente la deformación (Boni *et al.*, 2015; González y Fernández, 2011; Béjar-Pizarro *et al.*, 2016). En este trabajo se ha recopilado y analizado toda la información existente sobre la zona abarcando el periodo 1992-2012.

Al tratarse de un importante nudo de comunicaciones la cuenca está cruzada por cuatro líneas de nivelación enclavadas en la Red Española de Nivelación de Alta Precisión (REDNAP) perteneciente al Instituto Geográfico Nacional (IGN), confluyentes en el centro urbano de Lorca. Dada la traza de las mismas únicamente la N° 10426 Lorca-Tébar aportaba datos sobre la deformación. Sobre ella se han llevado a cabo dos campañas de nivelación topográfica en Enero de 2016 y Mayo de 2017. Esta línea corta la cuenca perpendicularmente por una zona próxima al área de máxima deformación, ofreciendo una posibilidad para la validación de los resultados DInSAR.

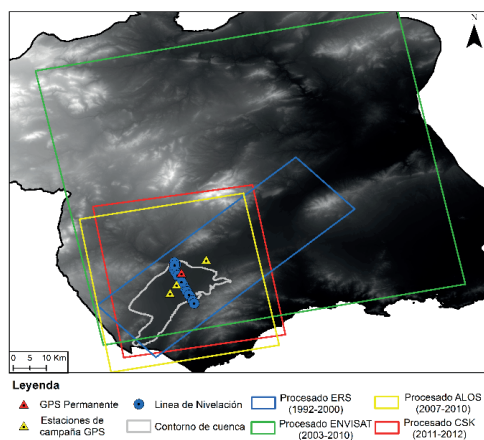


Figura 1. Cobertura de imágenes SAR procesadas y distribución de la red de monitorización In-Situ.

La red de monitorización de la cuenca se ha completado con la instalación de una estación GPS permanente en la zona de máxima deformación y la realización de dos campañas de observaciones GPS sobre tres puntos de control situados longitudinalmente sobre la cuenca en Enero de 2016 y Mayo de 2017.

3.2. Actualización del modelo conceptual del acuífero basado en datos geológicos y de deformación DInSAR

La geometría del Plio-Cuaternario fue estudiada mediante sondeos eléctricos verticales por Cerón (1995), de cuyos estudios se ha extraído la geometría de su muro. Recientemente, Boni et al. (2015) definieron una subdivisión en el Plio-Cuaternario a través de la interpretación de 23 sondeos y el análisis de su relación con la deformación superficial (Figura 2). La parte superior constituye la primera capa del modelo y agrupa los materiales más finos y deformables. La inferior es la que constituye la capa principal del acuífero con materiales más gruesos y mayor permeabilidad. El uso de los datos de deformación DInSAR para modificar la geometría del acuífero supone una primera interacción entre los dos fenómenos que se están estudiando.

3.3. Desarrollo de un modelo hidrogeológico

La declaración del acuífero como parcialmente sobreexplotado puso de manifiesto la necesidad de mejorar la gestión de sus recursos. Para ello tanto la CHS en 1991 y 2005 como el IGME en 1994 desarrollaron modelos matemáticos hidrogeológicos para reproducir la evolución de los niveles piezométricos (IGME, 1994; CHS, 1992; CHS, 2006). Basándose en ellos, se ha desarrollado usando el código MODFLOW un modelo de tres capas actualizado, válido para el periodo 1961-2012.

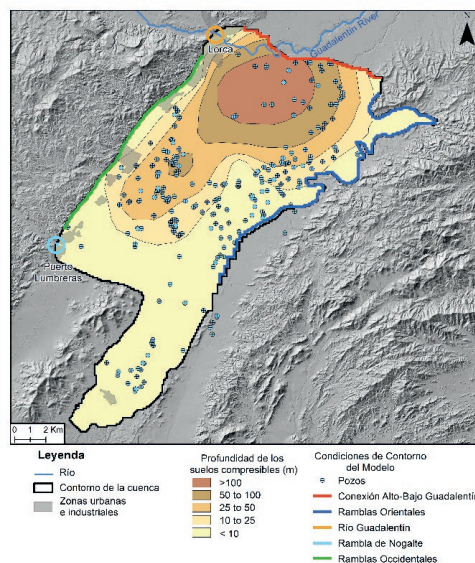


Figura 2. Condiciones de contorno del modelo y extensión de la capa de espesores compresibles.

Los principales aportes de agua del modelo son las ramblas que circundan la cuenca, la infiltración superficial y los retornos de riego con un volumen medio de 14,8 hm³, mientras que las salidas de la cuenca se producen principalmente a través de los pozos de extracción y su único drenaje natural, la conexión con el acuífero del Bajo Guadalentín (Figura 2). Los retornos de riego y las extracciones son dos condiciones de contorno muy sensibles que están sujetas a una gran incertidumbre debido a su difícil control y de las cuales solo se tienen valores anuales aproximados.

4. RESULTADOS

4.1. Estado de la monitorización

La primera campaña de nivelación llevada a cabo en Enero de 2016 estaba diseñada para recoger los cambios altimétricos sobre la línea 10426 y compararlos con las medidas presentes en las reseñas del IGN tomadas entre 2005 y 2009. Las obras de remodelación de la carretera RM-621 conllevaron la destrucción de 4 de los 13 clavos a nivelar. A fin de mejorar los resultados de las siguientes campañas estos fueron repuestos y se densificó el número de puntos de medida entre los puntos kilométricos 2 y 6.

Los resultados preliminares de esta campaña muestran un perfil de velocidad de deformación que confirma las detectadas mediante SAR (Máximo de 10 cm/año). La estación GPS permanente fue instalada en Febrero de 2016. Actualmente la serie de datos diarios está alcanzando una longitud adecuada (aproximadamente de un año y medio) para un procesado de calidad. El análisis de los diferentes procesados DInSAR revela una deformación que afecta de manera constante a un 40% de la superficie de la cuenca del Alto Guadalentín, con su máximo situado 4 km al SE de la población de Lorca. También se aprecia un leve descenso de la velocidad de deformación máxima desde los 11,8 cm/año del periodo ERS hasta los 9,2 cm/año del periodo CSK.

4.2. Resultados preliminares del modelo hidrogeológico

Los resultados de la modelización muestran la evolución de los niveles piezométricos desde un estado considerado como natural en 1960 hasta su posición en 2012 (Figura 3). El modelo refleja una tendencia general descendente de los niveles piezométricos medios que pasan de cotas cercanas a la superficie (290 m s.n.m.) en 1960 hasta profundidades elevadas en 2012 (110 m s.n.m.). Para la calibración del modelo se utilizaron datos piezométricos de la zona obteniéndose un RMSE=17,4 m. Situándose el cambio de niveles piezométricos en una media de 180 m, el error no supera el 10% de este valor, considerándose la calibración como aceptable para un modelo de larga duración.

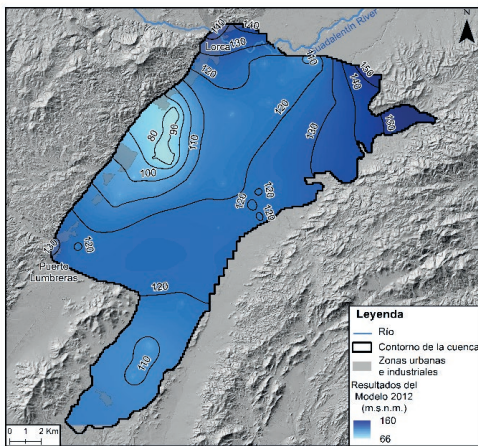


Figura 3. Estado del acuífero en 2012 según el modelo hidrogeológico desarrollado.

5. CONCLUSIONES

La escasez de información piezométrica continua y bien distribuida sobre la cuenca es una de las principales problemáticas a la hora de poder desarrollar un estudio sobre las relación entre el acuífero y la deformación superficial. A través de la aplicación de los productos de la teledetección, en este caso mapas de deformación superficial basados en imágenes SAR, se ha podido

mejorar el modelo conceptual del acuífero y desarrollar un modelo hidrogeológico del mismo que nos permitirá conocer la historia de los niveles piezométricos de los últimos 52 años.

El conocimiento de la historia piezométrica a través del modelo hidrogeológico y la monitorización de las deformaciones superficiales mediante DInSAR son fundamentales para el desarrollo de modelos geomecánicos complejos que sean capaces de definir la relación existente entre ambos fenómenos.

La incorporación de los datos provenientes de la monitorización *in-situ*, unido a la entrada en funcionamiento de la nueva constelación de satélites SAR operados por la ESA, Sentinel-1, permitirán continuar y mejorar la monitorización de la cuenca. Las nuevas imágenes Sentinel de alta resolución espacial y temporal (ciclos de 6 días) permitirán mejores resultados especialmente en zonas no urbanas al reducirse la pérdida de coherencia.

6. BIBLIOGRAFÍA

Béjar-Pizarro, M. et al. 2016. Interpolation of GPS and Geological Data Using InSAR Deformation Maps: Method and Application to Land Subsidence in the Alto Guadalentín Aquifer (SE Spain). *Remote Sens.* 8, 965.

Béjar-Pizarro, M. et al. 2017. Mapping groundwater level and aquifer storage variations from InSAR measurements in the Madrid aquifer, Central Spain, *Journal of Hydrology*, 547, 678-689.

Boni, R. et al. 2015. Twenty-year advanced DInSAR analysis of severe land subsidence: the Alto Guadalentín Basin (Spain) case study. *Eng. Geol.* 198, 40-52

Cerón, J.C. 1995. *Estudio hidrogeoquímico del acuífero del Alto Guadalentín (Murcia)* Tesis Doctoral Granada, Universidad de Granada.

CHS. 1992 *Estudio y redacción del plan de ordenación del acuífero alto Guadalentín*. Informe Técnico.

CHS. 2005 *Estudio de cuantificación del volumen anual de sobreexplotación de los acuíferos de la unidad hidrogeológica 07.28 Alto Guadalentín y 07.33 Águilas*, Informe Técnico.

CHS. 2006. *Plan especial ante situaciones de alerta y eventual sequía en la cuenca del Segura*. Informe Técnico., 298 p., 239.

González, P.J., Fernández, J. 2011. Drought-driven transient aquifer compaction imaged using multitemporal satellite radar interferometry. *Geology*, 39, 551-554.

Herrera, G. et al. 2010. Analysis of subsidence using TerraSAR-X data: Murcia case study. *Eng. Geology*. 116, 284-295.

IGME. 1981. *Mapa Geológico de España, 1:50.000, Hoja de Lorca (953)*. Servicio de Publicaciones Ministerio de Industria, Madrid. Informe Técnico.

IGME. 1994. Estudio para la regulación y apoyo a la gestión de los recursos hídricos subterráneos del Alto Guadalentín (Murcia). Modelo matemático de flujo subterráneo. Informe Interno del IGME ref. 33237.

Taylor, R. G., et al. 2012. Groundwater and climate change. *Nature Climate Change*. 3: 322-329

Wada, Y., et al. 2010. Global depletion of groundwater resources, *Geophys. Res. Lett.*, 37: L20402.

Análisis de subsidencia en el Delta del Ebro mediante el uso de imágenes SENTINEL-1A/B: Resultados preliminares y lecciones aprendidas

Mora, O., Pérez Aragüés, F., Pipia, L., Marchán, J. F., Marturià, J., Corbera, J., Tardà, A.
Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya, Parc de Montjuïc, 08038-Barcelona, España. oscar.mora@icgc.cat

Resumen: Este trabajo muestra el estudio del fenómeno de subsidencia en la zona del Delta del Ebro (como parte de las acciones del proyecto LIFE EBRO-ADMICLIM) basado en la aplicación de técnicas de interferometría diferencial (DInSAR) y datos de los satélites radar SENTINEL-1A y B. Para el estudio se han utilizado las órbitas ascendente y descendente, lo que ha permitido la descomposición del movimiento en sus direcciones vertical y horizontal, así como una mayor densificación de puntos de medida. El procesado de los datos se ha realizado con la cadena interferométrica desarrollada por el *Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya* (ICGC), que incluye corrección de las imágenes, generación de pares interferométricos, selección de puntos de medida coherentes, estimación de artefactos atmosféricos y generación de series temporales de movimiento, así como diferentes proyecciones de los vectores de movimiento.

Palabras clave: Interferometría radar, SENTINEL-1, Copernicus, subsidencia.

Ebro Delta subsidence analysis using SENTINEL-1A/B data: Preliminary results and lessons learned

Abstract: *This work presents a study of the subsidence phenomenon over the Ebro Delta area (as part of the actions driven by the LIFE project EBRO-ADMICLIM) based on the application of differential interferometric techniques (DInSAR) and using SENTINEL 1A/B radar data. Ascending and descending orbits have been processed, thus allowing the decomposition of motion into vertical and horizontal directions, as well as an improvement in the density of measurement points. Data processing has been performed using the interferometric chain developed by the Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC), including image co-registration, interferometric pair generation, selection of coherent points, atmospheric artefact estimation and time series generation, in addition to appropriate projections of motion vectors.*

Keywords: *Radar Interferometry, SENTINEL-1, Copernicus, subsidence.*

1. INTRODUCCIÓN

La interferometría diferencial radar (DInSAR) es una técnica para la monitorización de movimientos de la superficie con precisión milimétrica (Ferretti *et al.*, 2001, Mora *et al.*, 2003), que utiliza imágenes de Radar de Apertura Sintética (SAR). Uno de los principales inconvenientes de dicha técnica ha sido la dificultad de obtener datos con una alta frecuencia temporal y a un precio reducido. Por ejemplo, durante las últimas dos décadas los satélites en banda C de la Agencia Espacial Europea (ESA), ERS-1/2 y ENVISAT, han proporcionado una gran cantidad de imágenes a precio reducido o gratuito, pero con una frecuencia temporal baja e irregular. Por otro lado, los satélites comerciales de la última década, tales como Radarsat-2 (banda C), Cosmo-SkyMed y TerraSAR-X (banda X), ofrecen datos bajo demanda con reducidos tiempos de revisita, pero a precios elevados y con cobertura reducida.

La puesta en órbita de los satélites SENTINEL-1A y B (banda C) por parte de la ESA, en el marco del programa Copernicus, ha supuesto un enorme impulso a los productos DInSAR, ya que las imágenes son de descarga gratuita, con una frecuencia de adquisición elevada (hasta una imagen cada 6 días en el mejor de los casos) y una cobertura extensa de cada imagen (250×250 km). Estos satélites permiten, por lo tanto, la monitorización continua de los movimientos de superficie de grandes

áreas, mediante la utilización de cadenas de procesado DInSAR avanzadas como la desarrollada por el *Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya* (ICGC).

Por lo que respecta al proyecto LIFE EBRO-ADMICLIM (ENV/ES/001182), se han planteado acciones piloto de mitigación y adaptación al cambio climático en el Delta del Ebro (Cataluña, España), una zona muy vulnerable a la subida del nivel del mar y a la subsidencia, mediante una gestión integrada del agua, los sedimentos y los hábitats (arrozales y humedales). En este contexto, el proyecto LIFE EBRO-ADMICLIM ha de permitir el desarrollo y aplicación de nuevas estrategias de adaptación a la pérdida de elevación del Delta respecto al nivel del mar y la regresión de la costa en los humedales deltaicos. Por lo tanto, los datos interferométricos sobre ritmos actuales de subsidencia del Delta son de principal importancia para el proyecto. Como primer estudio DInSAR se realizó un procesado con imágenes SAR cubriendo un espacio temporal de dos décadas (Pipia *et al.*, 2016), utilizando los satélites ERS, ENVISAT (banda C) y ALOS (banda L). Los resultados mostraron ritmos de subsidencia en torno a los 3 milímetros por año en diferentes zonas del Delta del Ebro. En el presente trabajo se pretende dar continuidad a estas medidas aprovechando las ventajas ya comentadas de los satélites SENTINEL-1A y B.

2. METODOLOGÍA DE PROCESADO

La cadena de procesado interferométrico del ICGC utiliza las diferentes técnicas de interferometría diferencial (Ferretti *et al.*, 2001, Mora *et al.*, 2003) para separar cada una de las componentes de la señal radar; es decir, artefactos atmosféricos, error topográfico y movimiento del terreno. Para ello es necesario un número mínimo de adquisiciones, que típicamente se sitúa en torno a 20-30 imágenes. Es por ello que la gran cantidad de imágenes disponible de los satélites SENTINEL-1A y B es idónea para la realización de estudios interferométricos de calidad en periodos temporales relativamente cortos (son necesarios 4 meses para la adquisición de 20 imágenes con una frecuencia temporal de 6 días).

La etapa inicial del procesado es el registro de todas las imágenes respecto a la geometría de la adquisición máster. Esta imagen máster se selecciona entre el conjunto de adquisiciones como aquella situada en el centro del espacio temporal y orbital. Posteriormente, se generan diferentes pares interferométricos en base a unos criterios de máxima separación temporal (días transcurridos entre el par de imágenes) y orbital (separación espacial de cada una de las órbitas). En la generación de los interferogramas es necesario eliminar la componente topográfica de la señal radar, lo cual se realiza con la ayuda de un Modelo de Elevaciones del Terreno (MET) de la zona a estudiar. Las imprecisiones del MET utilizado introducen un error en la fase que ha de ser estimado y eliminado en etapas posteriores del procesado.

Una vez se dispone de los interferogramas diferenciales (sin la contribución de fase topográfica) se seleccionan los píxeles susceptibles de ser medidos mediante la coherencia interferométrica. En este punto se inicia la parte del procesado conocida como Persistent Scatterer Interferometry (PSI) (Ferretti *et al.*, 2001). Resaltar que durante la aplicación del PSI es necesario que el punto a medir no sufra cambios superficiales significativos durante el periodo temporal de monitorización (decorrelación temporal). La calidad de cada píxel puede ser medida a priori con la estimación de coherencia, y típicamente se encuentra una mayor densidad de puntos en zonas urbanas y de baja vegetación, donde la superficie sufre menos afectaciones, ya sean naturales (cambios de vegetación, erosión, etc.) o causadas por el hombre (excavaciones, construcciones activas, etc.).

Una vez se han seleccionado los puntos candidatos a ser medidos, se aplica un proceso iterativo para la estimación de los artefactos atmosféricos, el error topográfico del MET y la velocidad de movimiento. En el caso de los artefactos atmosféricos, la señal no deseada es causada por los cambios de velocidad de propagación de la señal electromagnética al avanzar por la atmósfera, que presenta condiciones diferentes en cada día de adquisición del satélite.

La componente no lineal del movimiento es estimada a partir de los residuos de fase obtenidos con los interferogramas originales y las diferentes componentes ya calculadas (artefactos atmosféricos, error topográfico

y velocidad de movimiento). Esta componente no lineal junto a la velocidad permite la obtención de las series temporales finales de movimiento para cada punto candidato. Una etapa final de georreferenciación y selección de puntos, basada en la desviación estándar de las series temporales (nivel de ruido de la medida) es necesaria para la obtención de un producto final de calidad.

3. GEOMETRÍA DE ADQUISICIÓN

Uno de los aspectos más importantes a la hora de utilizar los resultados de interferometría es la geometría de adquisición. Esta geometría determina qué componente del movimiento es medida con cada órbita.

El satélite radar, que observa el terreno con un ángulo de incidencia determinado, puede capturar imágenes desde su órbita ascendente (vuelo desde el polo sur hacia el norte) y descendente (desde el norte hacia el sur). Al tratarse de un sistema radar (mide variaciones de distancia respecto a su ángulo de visión), el movimiento medido es la proyección ortogonal del movimiento real sobre la línea de visión del satélite o *Line Of Sight (LOS)*, tal y como se muestra en la figura 1, con un acercamiento o alejamiento del punto en la línea que une al satélite con el terreno.

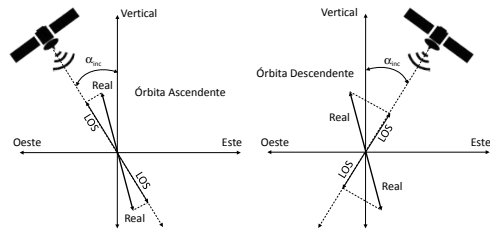


Figura 1. Geometría y mediciones de movimiento en LOS, para órbitas ascendentes (izquierda) y descendentes (derecha).

3.1. Descomposición Vertical-Horizontal

Como se desprende del razonamiento anterior, el procesado de imágenes ascendentes o descendentes no proporciona una medida del movimiento en la dirección vertical y/o horizontal, sino en LOS. Sin embargo, la utilización conjunta de ambas órbitas, tras una descomposición geométrica, aporta una estimación de dichas componentes, tal y como se muestra en la Figura 2. En la ecuación que acompaña a la Figura 2, el ángulo *heading* se corresponde a la inclinación de la órbita respecto a la dirección Norte-Sur, siempre pequeña en los satélites de órbita cuasi-polar y no representada en el gráfico para su simplificación. Esto implica una baja sensibilidad al movimiento en dirección Norte-Sur y por ello esta componente horizontal no se estima. Por lo tanto, los productos interferométricos combinados se suelen limitar a la dirección vertical (arriba-abajo) y horizontal (este-oeste).

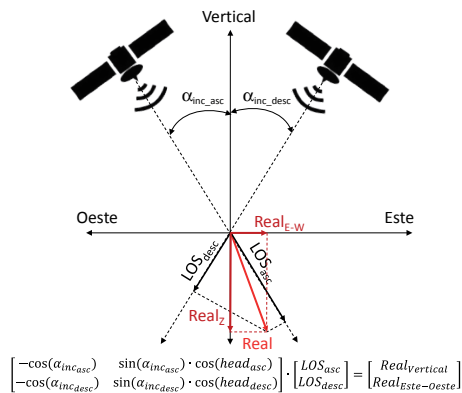


Figura 2. Descomposición Vertical y Horizontal (Este-Oeste) del movimiento a partir de las medidas de órbitas ascendentes y descendentes.

Al tener que combinar información de ambas órbitas, la descomposición sólo se puede realizar en puntos de medida comunes en ambos procesados. Esto conlleva a una reducción en el número total de puntos de medida respecto a las medidas individuales en órbita ascendente y descendente.

4. RESULTADOS

Para el presente trabajo se han procesado dos conjuntos de datos de los satélites SENTINEL-1A y B en órbitas ascendente y descendente. Las características de los productos obtenidos con la cadena interferométrica del ICGC se presentan en la Tabla 1. Los siguientes subapartados detallan los diferentes productos obtenidos.

Tabla 1. Características técnicas de los procesados SENTINEL-1.

Órbita	Núm. imágenes	Fecha inicial	Fecha final	Núm. Interferogramas
Asc.	46	12/11/2014	31/12/2016	159
Desc.	85	18/11/2014	06/05/2017	211

4.1. Horizontal-Vertical

Una vez se dispone de los mapas de movimiento en la dirección LOS para las órbitas ascendente y descendente, la combinación de ambos nos permite realizar la descomposición en las direcciones vertical y horizontal (Este-Oeste), tal y como se describe en la sección 3.1. La Figuras 3 y 4 muestran las dos componentes del desplazamiento, donde se aprecia la diferente densidad de puntos de medida dependiendo del tipo de superficie. En el caso de las zonas de cultivo de arroz, debido a los rápidos cambios de la vegetación y humedad, el número de puntos coherentes es mucho menor que en las zonas pobladas, por ejemplo. En los resultados se observa que en general la principal dirección de movimiento de la zona es la vertical, tal y como se observa en las zonas más afectadas por desplazamiento. En las diferentes ilustraciones se han marcado con triángulos blancos

las localizaciones de diferentes reflectores artificiales (Figura 5), orientados hacia la órbita ascendente, e instalados para asegurar puntos de medida de gran calidad en diferentes zonas de interés afectadas por altos niveles de decorrelación temporal.

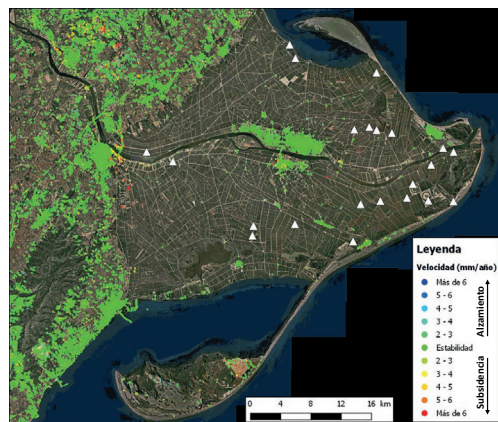


Figura 3. Mapa de movimiento vertical.

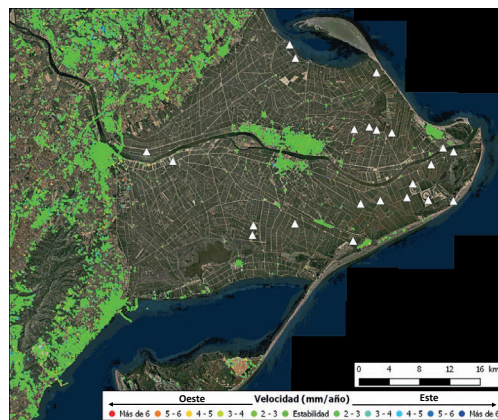


Figura 4. Mapa de movimiento horizontal (Oeste-Este).



Figura 5. Reflector artificial instalado en el Delta del Ebro.

En la Figura 6 se muestra un detalle de los mapas de velocidad vertical y horizontal en la zona de Deltebre

y Sant Jaume d'Enveja (centro del Delta). La Figura 7 detalla las series temporales horizontal y vertical de uno de sus puntos de medida. El resultado confirma zonas de subsidencia entorno a los 3-5 mm/año con un movimiento horizontal de menor intensidad en la mayoría de las mediciones. De todas formas, cabe destacar que en un futuro, con una serie temporal más larga de adquisiciones SENTINEL-1A y B se podrán obtener medidas más precisas de velocidad, necesarias en el entorno del Delta del Ebro, ya que la velocidad de subsidencia en muchos casos está muy cerca del nivel de ruido de la tecnología radar.

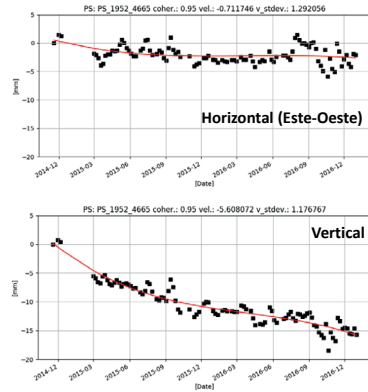


Figura 7. Serie temporal del punto de la figura 6.

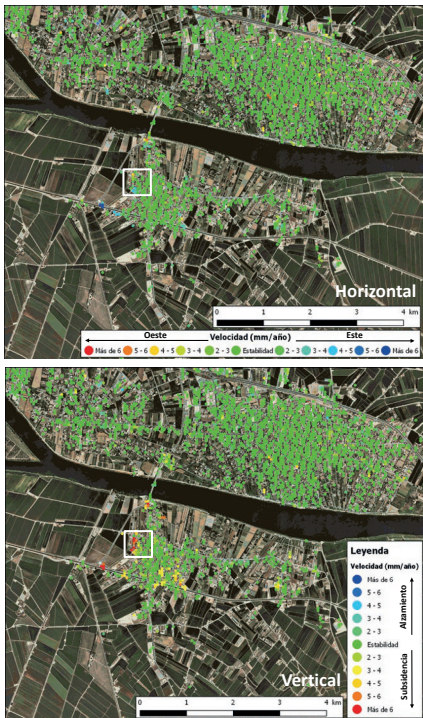


Figura 6. Mapa horizontal y vertical de Deltebre y Sant Jaume d'Enveja. Localización aproximada del punto de la figura 7 en rectángulo blanco.

4.2. Proyección vertical LOS

Finalmente, se ha realizado el ejercicio de considerar, como se desprende de los resultados de la sección anterior, que la principal componente de movimiento es la vertical. Bajo esta premisa se han combinado los resultados de las órbitas ascendente y descendente, después de haber proyectado los mapas sobre la dirección vertical. Con ello, y tal como se muestra en la figura 8, se ha conseguido una mayor densificación de puntos, y por lo tanto una mejor determinación de las áreas afectadas por subsidencia.

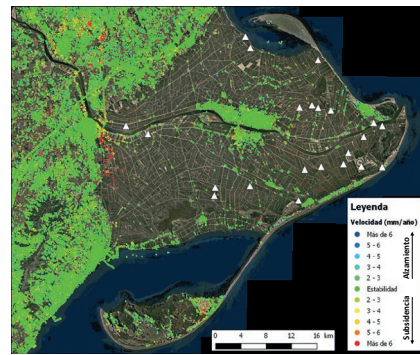


Figura 8. Mapa de movimiento vertical proyectado con combinación de órbitas ascendente y descendente.

5. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se muestran las capacidades de medida de movimientos superficiales con los satélites SENTINEL-1A y B. La disponibilidad de gran cantidad de imágenes en órbitas ascendente y descendente permite medir desplazamientos verticales y horizontales, de gran valor para monitorizar zonas de especial interés, como en este caso el Delta del Ebro.

6. BIBLIOGRAFÍA

Ferretti, A. et al. 2001. Permanent scatterers in SAR interferometry. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 39, 8-30.

Mora, O. et al. 2003. Linear and nonlinear terrain deformation maps from reduced set of interferometric SAR images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41(10):2243-2253.

Pipia, L. et al. 2016. Two decades of multi-sensor subsidence monitoring over Ebro Delta using coherence-based DInSAR techniques. *Living Planet Symposium*, Praga, 9-13 Mayo 2016.

EBRO-ADMICLIM LIFE1 (ENV/ES/001182). <http://www.lifeebroadmiclim.eu/es/>

Cartografía de calizas con datos hiperespectrales AISA Eagle II en una zona montañosa con vegetación: una corrección atmosférica geológicamente orientada

Buzzi, J. ⁽¹⁾, **Costa, E.** ^(2,3), **Riaza, A.** ⁽¹⁾, **Fernandez, O.** ⁽³⁾, **García-Sellés, D.** ⁽²⁾, **Corbera, J.** ⁽⁴⁾

⁽¹⁾Instituto Geológico y Minero de España (IGME), La Calera 1, 28760 Tres Cantos, Madrid, España. a.riaza@igme.es

⁽²⁾ GEOMODELS Institut de Recerca, Departament de Geodinàmica i Geofísica, Universitat de Barcelona. c/Martí i Franquès s/n, 08028-Barcelona, España. elicosta@ub.edu

⁽³⁾ Grupo de Disciplinas Geológicas, REPSOL Exploración, c/Méndez Álvaro 44, 28045-Madrid, España. oscar.fernandez@repsol.com

⁽⁴⁾ Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC), Parc de Montjuïc, 08038-Barcelona, España. jordi.corbera@icgc.cat

Resumen: Las calizas son rocas objeto de atención preferente en la exploración de petróleo, y afloran con frecuencia en zonas extensas con diferencias espectrales mínimas entre distintas formaciones geológicas. Las absorciones típicas de carbonatos en 2,2 y 2,3 μm no forman parte del intervalo de longitudes de onda del AISA Eagle II (0,4-0,97 μm), con una resolución espectral de 0,048 μm en 128 canales y 1 m de resolución espacial. La zona de estudio es una montaña rocosa carbonatada con vegetación densa. El enmascaramiento de las áreas cubiertas por vegetación y los efectos de sombra anteceden necesariamente al análisis geológico usando imágenes hiperespectrales. Las formaciones calizas afloran en las laderas montañosas, en crestas rocosas poco extensas y amplios abanicos de cantos sueltos. El suelo de distintas formaciones geológicas se distingue espectralmente sólo por su reflectancia global en distintas formaciones geológicas. Los afloramientos rocosos presentan absorciones típicas de óxidos de hierro en las costras sobre las superficies meteorizadas de las rocas que los distinguen de las formaciones de cantos en derrubios. Para mejorar la expresión espectral en las formaciones calizas, se ha ensayado una corrección atmosférica con espectros de campo en una cantera de calizas, y en afloramientos rocosos. Así, se cartografían formaciones geológicas litológicamente similares en una cuenca fluvial. Los sedimentos de la llanura aluvial cargados con limos de materiales comparativamente más finos y materia orgánica presentan espectros con un trazo rectilíneo en el visible. Las terrazas fluviales superiores con tamaño de grano medio más grueso presentan rasgos de absorción por presencia de óxidos de hierro similares a los afloramientos rocosos de las zonas montañosas. El uso de espectros de campo seleccionados con criterios geológicos en la corrección atmosférica de imágenes hiperespectrales, mejora la capacidad cartográfica en zonas con formaciones geológicas litológicamente similares y respuestas espectrales homogéneas.

Palabras clave: hiperespectral, carbonatos, cartografía geológica, corrección atmosférica.

Hyperspectral Airborne AISA Eagle II Data For Carbonate Geological Mapping In A Vegetated Mountainous Area: An Atmospheric Correction Approach

Abstract: Carbonated rocks are typical targets for oil exploration, outcropping often in large areas with minimum spectral differences between geological units. The typical carbonate spectral absorptions in 2.2 μm and 2.3 μm , are excluded from the wavelength range of AISA Eagle II. AISA Eagle II hyperspectral data are processed in flight lines of 1024 swath pixels in the visible to near-infrared wavelength range (0.40 to 0.97 μm). The spatial resolution is 1m and a total of 128 channels with a spectral resolution of 4.8 nm. The area of study is a carbonate rocky mountain densely vegetated covered by variably dense trees and bushes. Masking vegetation and shade effects is prior to any geological analysis using hyperspectral image processing. Carbonate units occur in mountain slopes, with small areas of ridges of rock outcrops and wide fans of loose material. The background soil of different geological units differ spectrally only by overall reflectance. Instead, limestone rocky outcrops display spectral responses with typical iron oxide absorptions that distinguish them apart from loose boulders of carbonate material. Trying to enhance spectral differences in the visible wavelength range among carbonate geological units, an atmospheric correction using field spectra from geologically selected targets in a limestone quarry was performed. This way, it was possible to map apart lithologically similar detrital units dominated by carbonate in a river plain. The limy river bottom displays spectra with a straight line in the visible wavelength range due to abundant organic matter and small grain size. The spectra of the upper terraces record absorption features related to iron oxide contents similar to the rock outcrops in ridges on mountain areas. The use of field spectra in geologically selected targets improves the mapping capability of hyperspectral imagery in areas with geological units with a homogeneous spectral response.

Keywords: hyperspectral, carbonate, geological mapping, atmospheric correction.

1. INTRODUCCION

Las imágenes hiperespectrales se han utilizado ampliamente en cartografía geológica en zonas semiáridas, y menos en zonas montañosas. En este caso, las litologías predominantemente carbonatadas permiten poner a prueba la capacidad de las imágenes para reflejar diferencias litológicas en el intervalo de longitudes de onda del visible (400-970 nm), cuando las absorciones diagnósticas de los carbonatos aparecen en el infrarrojo cercano (2000-2400 nm) (Hunt y Salisbury, 1971a). Para ello se utilizan aspectos secundarios en los afloramientos de las formaciones geológicas que permiten su identificación tras una corrección atmosférica geológicamente orientada (Riaza et al., 2012; Buzzi, 2012).

2. DATOS

Durante los días 5, 11, 16 y 17 de julio de 2014, se adquirieron las imágenes hiperespectrales AISAEagle II (SPECIM) por parte del Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC). El AISAEagle II adquiere datos hiperespectrales en el rango de 400-970 nm de longitudes de onda con un total de 128 bandas. El barrido tiene un ancho de 1024 píxeles con una resolución espacial de 1 m y resolución espectral de 4,8 nm.

Para mejorar la corrección atmosférica, se tomaron espectros en el campo con un espectrómetro ASD Fieldspec3 (400-2500 nm) (ASD Inc.) en afloramientos rocosos seleccionados en las imágenes a cartografiar y en canteras en las que se concentran variedad de calizas presentes en el entorno cercano.

Para el tratamiento de imágenes se utiliza el paquete comercial ENVI orientado a imágenes hiperespectrales (EXELIS, 2011).

3. MÉTODOS

3.1. Pretratamiento digital

Las imágenes AISAEagle II se corrigen para eliminar ruido electrónico y efectos del sensor. Para mejorar la corrección atmosférica inicial, se utiliza el método de las Líneas Empíricas (EXELIS, 2011), usando varios espectros de campo en superficies representativas. El método de las Líneas Empíricas garantiza una respuesta espectral uniforme en todas las imágenes independientemente de las condiciones atmosféricas en las que se hayan registrado. Para ello es necesario que se utilicen los mismos espectros en el proceso de calibrado, y las mismas áreas de calibrado sobre las imágenes.

3.2. Elaboración de mapas con tratamiento digital de imágenes

La secuencia conocida de tratamiento de imágenes hiperespectrales utilizada para extraer información geológica (Buzzi, 2012), comienza por calcular Transformadas de Ruido Mínimo (EXELIS, 2011). Continúa con el cálculo del Índice de Pureza de Píxeles y el visualizador n-dimensional, para producir una espectroteca de miembros extremos representativos en la

escena. Esta espectroteca sirve de entrada al Cartógrafo de Ángulos Espectrales, que genera un mapa cuya leyenda son los miembros extremos de la espectroteca de entrada.

Esta secuencia de algoritmos se usa repetidamente para hacer un mapa de uso de suelo inicial, en el que aparecen típicamente las zonas con vegetación y los suelos descubiertos. De esta manera se elaboran mapas de distintas formaciones geológicas reconocibles por la expresión espectral dominante que diagnostica minerales presentes en las rocas o que aparecen durante los procesos de meteorización por exposición a la atmósfera.

4. RESULTADOS

La zona de estudio en el prepirineo catalán (Montrebei, Lleida), es un medio montañoso con predominio de rocas en las que crecen matorrales y árboles con densidad variable arraigados en las rocas. Los materiales más blandos margosos permiten cultivos, y ofrecen afloramientos de suelos recién arados en los que la cartografía geológica con imágenes se adapta de una manera diversa. En todos los casos, hay que aislar las zonas con vegetación más densa con anterioridad a cualquier exploración geológica. Las zonas cercanas a árboles o matorrales aislados despliegan respuestas espectrales mixtas de vegetación, suelo y

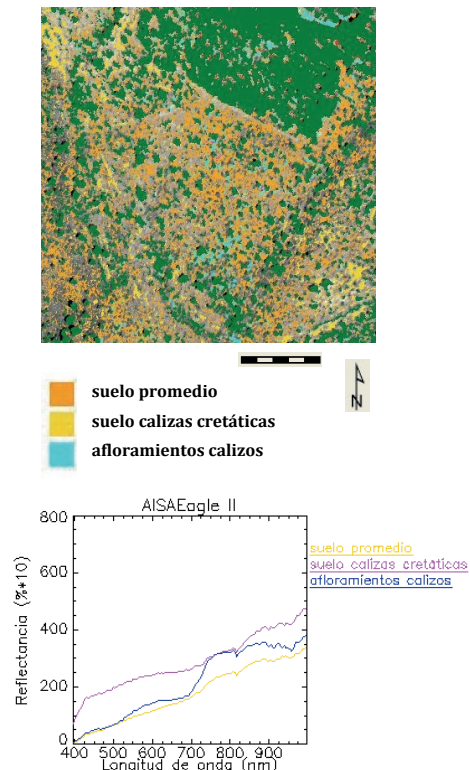


Figura 1. A. Mapa de afloramientos rocosos y suelos extraído de imágenes AISAEagle II. B: Respuestas espectrales extraídas de imágenes AISAEagle II de los miembros extremos cartografiados en A.

sombra que pueden individualizarse en las imágenes en muchos casos.

Después de aislar las áreas en que la respuesta espectral dominante es suelo, afloramientos rocosos, o derrubios de cantos rocosos dispuestos en abanicos en las laderas de las montañas, aparecen durante el tratamiento de imágenes las áreas correspondientes a distintas formaciones calizas (Figura 1). La respuesta espectral del suelo en ambos casos es muy similar, y se diferencia únicamente en la reflectancia global. La respuesta espectral de los afloramientos rocosos presenta en las laderas de las montañas las absorciones típicas de las costras de óxidos de hierro que cubren la superficie externa de las rocas centradas en 0-500 nm, 0-740 nm y 740-900 nm (Hunt *et al.*, 1971b). Sin embargo, los derrubios de cantos y gravas que descienden por las laderas y cubren casi toda la superficie rocosa visible desde un sensor aeroportado, muestran una respuesta espectral uniformemente ascendente en el intervalo de longitudes de onda de 400 a 1000 nm.



Figura 2. Mapa de formaciones geológicas cartografiadas en una llanura aluvial de sedimentos detríticos predominantemente carbonatados extraído de imágenes AISA Eagle II.

En una llanura aluvial en la que se desarrollan numerosas terrazas fluviales con litologías uniformes de cantos, arenas y gravas sólo distinguibles por las formas del relieve, las correcciones atmosféricas con espectros de campo tomados en materiales finos de una cantera de calizas, son críticos para la cartografía geológica. Se distinguen espectralmente los materiales con mayor abundancia de limos del fondo de la llanura aluvial por una respuesta espectral en una línea recta ascendente en el intervalo 400-1000 nm (Figura 2). Estas respuestas espectrales sin rasgos de absorción son típicas de sedimentos detríticos con abundancia de materia orgánica, que se concentran en el fondo de la llanura aluvial (Figura 3). También se distinguen dos series de terrazas diferentes a distintas alturas en las laderas de la llanura, que muestran rasgos espectrales típicos de óxidos de hierro.

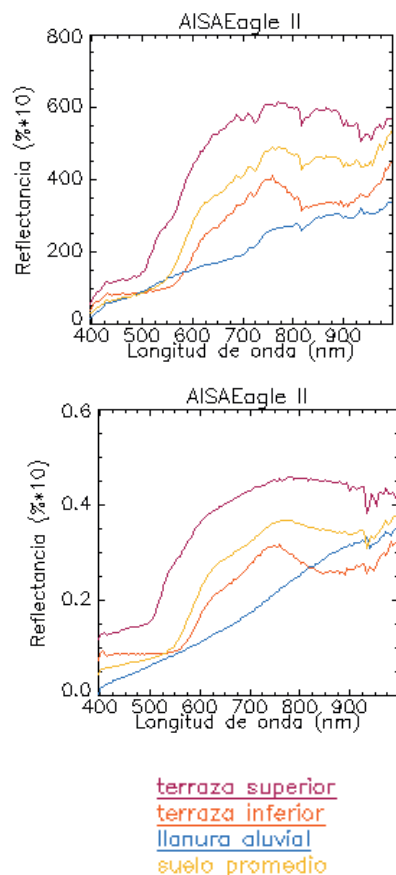


Figura 3. Respuestas espectrales extraídas de imágenes AISA Eagle II de los miembros extremos cartografiados en el mapa de formaciones geológicas cartografiadas en una llanura aluvial de sedimentos detríticos predominantemente carbonatados extraído de imágenes AISA Eagle II en Figura 2. A. Antes de la corrección atmosférica. B. Después de la corrección atmosférica.

5. CONCLUSIONES

Las imágenes hiperespectrales en longitudes de onda del visible son capaces de detectar rasgos espectrales relacionados indirectamente con el contenido en carbonatos en formaciones calizas, con rasgos típicos en el VISNIR.

En una zona con vegetación densa distribuida en individuos próximos en muchos casos, las imágenes AISA Eagle II despliegan zonas de respuesta espectral mixta vegetación-sombra-suelo, que hay que aislar con máscaras digitales antes de hacer cartografía geológica digital.

Las correcciones atmosféricas con espectros de campo seleccionados geológicamente permiten mejorar la cartografía, tanto de formaciones calizas rocosas como de sedimentos detríticos en llanuras aluviales litológicamente homogéneos predominantemente carbonatados.

6. AGRADECIMIENTOS

El sensor AISA Eagle II fue cedido en préstamo por SPECIM al Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC) para su prueba en vuelo y el pretratamiento digital. Los estudios de interpretación geológica se han realizado en un convenio entre la Universidad de Barcelona y REPSOL Exploración para formación postdoctoral. Las bases para comenzar este trabajo surgieron durante la tesis doctoral de Jorge Buzzi Marcos (BES-2008-003648).

7. BIBLIOGRAFÍA

- Buzzi, J. 2012, *Imaging spectroscopy to evaluate the contamination from sulphide mine waste in the Iberian Pyrite Belt using hyperspectral sensors (Huelva, Spain)*, Tesis Doctoral Universidad de León, 212 p.
- EXELIS. 2011. ENVI User's Guide. Exelis Visual Information Solutions: Boulder, CO, USA.
- Hunt, G.R., Salisbury, J.W. 1971a. Visible and Near-infrared Spectra of Minerals and Rocks: II. Carbonates. *Modern Geology*, 2, 23-30.
- Hunt, G.R., Salisbury, J.W., Lenhof, J., 1971b. Visible and Near-infrared Spectra of Minerals and Rocks: III Oxides and Hydroxides. *Modern Geology*, 2, 191-205.
- Riaza, A., Buzzi, J., García-Meléndez, E., Vázquez, I., Bellido, E., Carrère, V., & Müller, A., 2012. Pyrite mine waste and water mapping using Hymap and Hyperion hyperspectral data. *Environmental Earth Sciences*, 66-7, 1957-1971, DOI: 10.1007/s12665-011-1422-0.

Selección de bandas espectrales por Análisis de Componentes Principales (ACP) y elaboración de ratios para la localización de emisiones de CO₂.

Rincones, M. ⁽¹⁾, Gutiérrez del Olmo, J. ⁽²⁾, Iglesias, L. ⁽¹⁾, De La Vega, R. ⁽¹⁾, García R. ⁽²⁾

⁽¹⁾ E.T.S. de Ingenieros de Minas y Energía, Universidad Politécnica de Madrid. Calle de Ríos Rosas 21, 28004, Madrid, España. ma.rincones@upm.es

⁽²⁾ E.T.S. de Ingeniería Agronómica, Alimentaria y de Biosistemas. Universidad Politécnica de Madrid. Avda. Complutense 3.- Avda. Puerta Hierro, Madrid, España. jorgegutierrezdelolmo@gmail.com

Resumen: Las imágenes hiperespectrales pueden identificar emisiones de CO₂, en un contexto del almacenamiento geológico de este gas. Para alcanzar los objetivos previstos de monitorización, se ha propuesto el Análisis de Componentes Principales (ACP) de las imágenes del sensor *Airborne Hyperspectral Scanner* (AHS) y la elaboración de cocientes entre bandas para localizar esas emisiones. Los estudios se han realizado en la zona volcánica del Campo de Calatrava (CLM- España), ya que presenta análogos naturales de emisiones extrapolable a un proyecto de almacenamiento. El ACP permitió identificar y seleccionar bandas espectrales, de forma automatizada, basado en el criterio de contener la mayor variabilidad en los datos. A partir de las bandas espectrales de la imagen original, seleccionadas por el ACP, se construyeron tres ratios de bandas normalizados con los pares de bandas que mayor varianza aportan a las primeras tres componentes principales. De acuerdo a los valores de ratios obtenidos en las zonas de emisiones conocidas, estos fueron extrapolados al resto de la imagen para identificar indicios de emisiones en otras partes de la imagen. Luego se utilizó la técnica de reclasificación de imágenes para generar nuevas imágenes y señalar las zonas con posibles indicios de fugas, empleando los tres ratios para los canales RGB. Posteriormente se comprobó *in situ* que el sistema fue capaz de detectar emisiones desconocidas de CO₂.

Palabras clave: Monitorización, CO₂, hiperespectral, ratio entre bandas, análisis de componentes principales.

Spectral bands selection by Principal Component Analysis (PCA) and construction of band ratios to locate CO₂ emissions

Abstract: *Hyperspectral imagery can identify CO₂ emissions, within the context of geologic storage of this gas. In order to accomplish the monitoring aims, Principal Component Analysis (PCA) of the AHS imagery and the construction of band ratios have been proposed to locate these emissions. The research was performed at the Calatrava volcanic area (CLM – Spain), because it contains natural analogues of CO₂ emissions that could be extrapolated to a geologic storage project. PCA allowed the identification and automatic selection of spectral bands from the original imagery, based on which bands possessed the highest variability in their data. From the spectral bands, selected by PCA, three normalized band ratios were built starting from the band pairs with most variance in the first three principal components. According to the values obtained from the band ratios where known emissions occur, these were extrapolated to the rest of the imagery in order to identify indications of leaks in other parts of the imagery. The image reclassification technique was established to generate new imagery pointing out the indications, using the three ratios for the RGB channels. This method indicated areas which had unknown CO₂ leaks by in situ verification.*

Palabras clave: *Monitoring, CO₂, hyperspectral, band ratio, principal component analysis.*

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad, el modelo económico de la gran mayoría de los países está basado en el consumo de energía proveniente de los combustibles fósiles. Es por ello que el cambio climático debido al aumento de la concentración de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera es de interés entre la comunidad científica. El almacenamiento geológico del dióxido de carbono (CO₂) es una tecnología aplicada a la reducción de emisiones de GEI, que consiste en la inyección de cantidades industriales de CO₂ en reservorios naturales subterráneos, evitando la salida a la atmósfera del gas. (IPCC, 2005).

El CO₂ es inyectado en el espacio poroso de la roca de la formación a través de uno o varios pozos. El fluido de CO₂ atraviesa la roca y se disuelve en parte del fluido

existente originalmente en el espacio poroso o retenido mediante la formación de carbonatos (Andersen *et al*, 2005). El CO₂ inyectado es inestable, pudiendo migrar hacia la superficie; por lo tanto, una vez determinados los posibles emplazamientos de almacenamiento geológico (EAG), es importante establecer medidas de control del CO₂ almacenado, implementando medidas de monitorización, cuyos objetivos son: (i) proporcionar certidumbre a la efectividad del almacenamiento a largo plazo del CO₂ en el subsuelo, e (ii) identificar y medir cualquier fuga a la superficie potencialmente peligrosa que represente un riesgo a la salud humana, el medio ambiente o al proyecto de almacenamiento en sí.

Una técnica con usos potenciales importantes es la teledetección. Es por ello que en el presente trabajo se consideró la aplicación de la teledetección y estadísticas

en zonas con actividad volcánica generadora de emisiones de gases, como estrategia de localización de indicios de fugas de CO₂ en EAG.

La propuesta se basa en la evaluación y análisis de la integración de información procedente del análisis estadístico de imágenes hiperespectrales (IH), junto con otras fuentes de información empleando herramientas de sistemas de información geográfica (SIG). La utilización de análogos naturales (zonas con emanaciones naturales de CO₂) se basa en la similitud de estas con un escenario hipotético de fuga de CO₂ en un EAG, una vez que el sistema abiótico y biótico se encuentre en equilibrio.

2. ZONA DE ESTUDIO Y MATERIALES

El área conocida como Campo de Calatrava ha sido objetivo de estudios previos relacionados con emisiones naturales de CO₂. Se localiza en la provincia de Ciudad Real, España y tiene una extensión total de unos 5000 km² aproximadamente. La zona de estudio se enmarca dentro de un cuadrilátero de aproximadamente 100 km² de área, señalado en la Figura 1.

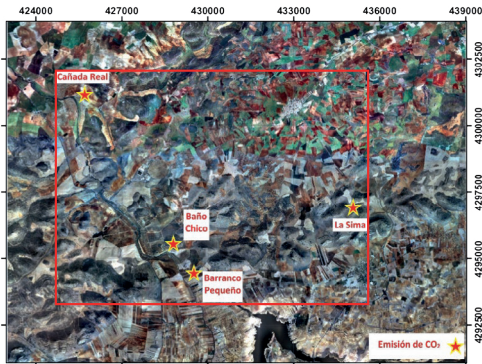


Figura 1. Ortofotografía aérea de parte del Campo de Calatrava señalando emisiones de CO₂ conocidas.

Desde el punto de vista geológico, su rasgo más distintivo lo constituyen las coladas eruptivas volcánicas y los sistemas de fallas. La actividad se desarrolló hace entre 1,75 y 8,7 millones de años, durante el Plioceno y el Cuaternario (Ancochea, 1982; Vera, 2004).

La presencia de gases magmáticos en el subsuelo ha dado lugar a la emisión de cantidades excepcionales de CO₂ asociadas a la perforación de sondeos, como Los Cabezos en 1987, Añavete en 2000 y El Rosario en 2001, entre otros (Higueras, 2013). En estudios anteriores se han identificado puntos de emisiones denominados (ver Figura 1): La Sima, Barranco Pequeño, Baño Chico y Cañada Real (Elió, 2015). Algunos de los puntos se consideran hervideros húmedos, ya que se asocian a una fuente de humedad.

2.1. Imágenes hiperespectrales (IH)

El 2 de junio de 2011, se realizó la campaña de un vuelo para adquirir IH sobre la zona del campo de Calatrava. La tarea fue solicitada al Área de Teledetección del Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA).

El instrumento utilizado para la adquisición de las imágenes fue el radiómetro hiperespectral aeroportado *Airborne Hyperspectral Scanner* (AHS). El sensor posee 80 bandas espectrales desde 0,44 μm hasta 13,2 μm y el resto de sus características se aprecian en la Tabla 1.

Tabla 1. Configuración del sensor AHS. Fuente: INTA.

Propiedad	Valor
FOV & IFOV	90° & 2,5 mrad
Altura de vuelo	983 m / 3000 m
Res. espacial en nadir (GIFOV)	2,5 m/7,5 m (en nadir)
Cobertura transversal	2000 / 6000 m
Velocidad de barrido	35 rps / 12,5 rps

Los datos fueron adquiridos desde una plataforma de vuelo a dos alturas, a 1646 y 3673 msnm, para generar imágenes de distintas resoluciones espaciales (2 m y 6 m, respectivamente), para un total de 8 imágenes de vuelo bajo y 4 de vuelo alto. Estas fueron entregadas por el INTA corregidas radiométricamente.

3. METODOLOGÍA

La siguiente propuesta pretende obtener información de las emisiones de CO₂, a través de aquellos indicios indirectos asociados a una fuga. Las IH previamente requieren de un pre-tratamiento de las distorsiones causadas por efectos atmosféricos y topográficos. Las bandas elegidas abarcan desde la 1 (443 nm) hasta la 36 (2165 nm).

El análisis de las IH se basa en la selección de bandas espectrales que contengan la mayor variabilidad de datos mediante la técnica de análisis de componentes principales (ACP), ya que el método sintetiza los datos más relevantes presentes en IH e identifica cuales zonas espectrales tienen relevancia en IH según el rango de las bandas presentes. Seguidamente se calcularon cocientes, a partir de las bandas originales señaladas con mayor variabilidad para realizar las diferencias presentes en las bandas seleccionadas. Luego los valores de los cocientes sobre las zonas de análogos naturales son extrapolados al resto de la imagen para identificar indicios de emisiones similares a los puntos conocidos.

Dentro de las tres primeras componentes principales (CP) se localiza la mayor variabilidad de los datos. Por ello se presume que las dos primeras bandas espectrales de las IH, asociadas a dichas CP y de mayor valor en los autovectores, manifiestan características asociadas a los píxeles de los análogos naturales diferenciables del resto de coberturas. Después los cocientes entre bandas espectrales generan información nueva que resalta visualmente la relación entre las bandas.

A partir de los valores de los ratios, correspondientes a los píxeles de los análogos naturales conocidos, se establecieron los criterios de reclasificación que indiquen la posibilidad de fugas de CO₂, según el rango de valores de los ratios obtenidos en los análogos naturales.

Posteriormente se elabora para cada ratio una imagen reclasificada de números enteros con tres rangos de datos, expresando tres niveles de posibilidad (alta=2, media=1, baja=0). Luego se realiza una sumatoria de las tres imágenes reclasificadas, para generar una imagen

con valores desde 0 hasta 6, señalando las posibilidades de los píxeles de albergar fugas.

4. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

4.1. Análisis de componentes principales

Una vez realizado el ACP, se redujo significativamente la dimensión de las imágenes AHS. Este método determina bandas diferentes en cada imagen, aunque se aprecia una tendencia a ciertas zonas del espectro electromagnético (EEM). El procedimiento determinó, que las bandas que mayor contribución realizan a la varianza se ubican en las siguientes zonas del EEM: entre el azul y verde visible (500 - 560 nm); en el infrarrojo cercano IR, donde más se detectó la variabilidad de los datos, especialmente en las bandas 13 (796 nm) y 19 (973 nm); y por último en el infrarrojo medio IRM (2000-2100 nm).

4.2. Elaboración de los ratios entre bandas seleccionadas

Las bandas ubicadas en la zona del IR son seleccionadas en la primera componente principal de las imágenes AHS. En la segunda componente en la selección hay variedad entre el visible y el IR, y en la tercera componente tienden a ser elegidas las bandas ubicadas en el IRM.

Tabla 2. Bandas seleccionadas por los autores a partir del ACP de las imágenes AHS.

Ratio	Banda	Long. onda	Ecuación de ratio
Ratio 1 (R)	19 25	973 nm 1973 nm	$R1 = \frac{\text{banda 19} - \text{banda 25}}{\text{banda 19} + \text{banda 25}}$
Ratio 2 (G)	13 19	796 nm 973 nm	$R2 = \frac{\text{banda 13} - \text{banda 19}}{\text{banda 13} + \text{banda 19}}$
Ratio 3 (B)	31 27	2071 nm 2006 nm	$R3 = \frac{\text{banda 31} - \text{banda 27}}{\text{banda 31} + \text{banda 27}}$

La selección de múltiples bandas en el infrarrojo cercano está relacionada, principalmente, con la presencia de humedad, ya sea en forma de cuerpo de agua o como parte de la vegetación. El agua y algunas coberturas como el asfalto de las carreteras se han diferenciado, ya que absorben este tipo de radiaciones.

Otro indicio recae en los suelos secos, que reflejan estas radiaciones y contrastan con las mencionadas anteriormente. Igualmente relaciona con la vegetación, especialmente de acuerdo al grado de desarrollo y estado de salud. Este criterio permitió seleccionar un conjunto de bandas que se utilizaron en la elaboración de cocientes entre bandas, tal como se resume en la tabla 2.

Las coberturas en Campo de Calatrava fueron clasificadas mediante los ratios calculados, tal como indica la figura 2, de la siguiente manera: (a) fucsia: cuerpos de agua (ríos y estanques) sin cubiertas de vegetación o sedimentos; (b) amarillo y blanco: vegetación verde con altos contenidos de clorofila, en estado de buena salud e incluye árboles altos y densos, (vegetación de ribera, encinas, almendros y algunos olivos); (c) amarillo hasta tonos rosas: especies de vegetación de tamaño mediano, menor a 3 m (gramíneas y pastizales, agrupaciones de

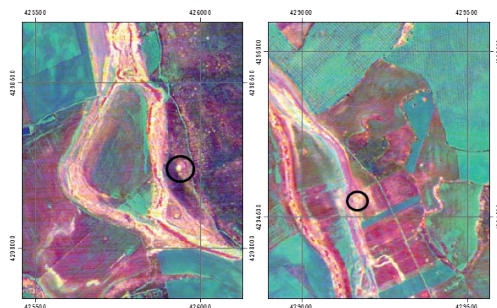


Figura 2. Composición en falso color de los ratios. Círculos negros: análogos naturales conocidos de otros estudios. (Elío, J., 2015.; Gutiérrez del Olmo, J., 2015).

ulex y otros arbustos); (d) azules y verdes azulados: suelos desnudos.

La distribución de los píxeles también ayudó a determinar las coberturas presentes. Las zonas de cultivo (olivares, viñedos) ejemplifican áreas donde los patrones regulares permiten realizar una clasificación a pesar de que un píxel esté mezclado o no se distingue.

4.3. Identificación de indicios de emisiones a través de la reclasificación de imágenes

Los datos obtenidos anteriormente reflejan la relación existente entre los análogos naturales y su interacción en las zonas del infrarrojo del EEM. Sin embargo la relación no es exclusiva de estos sistemas, ya que se encuentra íntimamente relacionado con la vegetación y el contenido de humedad. A pesar de ello, esta relación es capaz de discernir entre los millones de píxeles que conforman una imagen unos cuantos miles que tengan una alta posibilidad de presentar emisiones de CO₂.

Los valores de ratios de píxeles, correspondientes a los análogos naturales, se usaron para realizar una reclasificación y determinar las zonas con posibilidades de presentar emisiones de CO₂ (ver Tabla 3).

El producto final está constituido por una imagen a partir de la sumatoria de los nuevos valores de píxeles. Los datos nuevamente fueron transformados a una misma escala, abarcando desde el 0 hasta 6, de tal forma que se pudo unificar y acumular el aporte que cada ratio hace en la identificación de indicios de fugas. La nueva imagen obtenida realza principalmente zonas de vegetación asociadas a fuentes de agua (ver Figura 3).

Esta clasificación resultó similar a la realizada por algunos índices de vegetación, como el NDVI, ya que está muy sustentado en la vegetación. No obstante los

Tabla 3. Rangos de valores para la reclasificación de las imágenes obtenidas de los ratios.

	Conjunto (valor reclasificado)					Lím sup		
	0	1	2	1	0			
Ratio A	0,70	0,70	0,75	0,75	0,85	0,85	0,90	0,90
Ratio B	0,09	0,09	0,12	0,12	0,18	0,18	0,20	0,20
Ratio C	0,05	0,05	0,10	0,10	0,30	0,30	0,35	0,35

ratios propuestos descartan mucha de la vegetación circundante y las zonas de cultivo. Cabe mencionar que los análogos naturales conocidos también están asociados a las características geológicas mencionadas previamente. Por lo tanto la búsqueda de indicios se apoya en la cercanía a fallas, el origen de los materiales rocosos u otras estructuras destacables.

En la imagen reclasificada aparecen valores señalando la máxima posibilidad de emisiones, aunque algunos de estos píxeles solo corresponden a la vegetación asociada a algunos análogos naturales sin la presencia de fugas de CO₂.

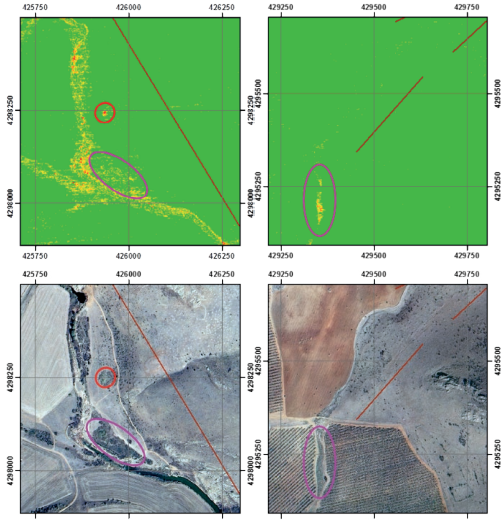


Figura 3. Imagen reclasificada señalando hervideros en riberas del río Jabalón, zona A, (izq.) y en el arroyo de Palomarejo (der.). Líneas rojas representan fallas. Abajo: Ortofotografía aérea.

También se apreciaban grupos de píxeles con elevada posibilidad de presentar emisiones, rodeados de zonas con cero posibilidades, pero que una vez realizada una comparación con informaciones complementarias, como una fotografía aérea del PNOA, la imagen señala árboles, como el almendro o la encina.

4.4. Validación de la presencia de emisiones de CO₂

A partir de la imagen reclasificada se realizó una selección de puntos señalados como zonas de alta probabilidad de emisión de gases, de las cuales tres registraron niveles de emisiones de CO₂ por encima de 500 ppm. Estas fueron las zonas identificadas como Arroyo de Palomarejo, y dos zonas (A y B) de posibles hervideros en las riberas del río Jabalón.

Entre los meses de septiembre y noviembre de 2016 se organizaron dos visitas a la zona de estudio para realizar mediciones de CO₂ en puntos señalados por la imagen reclasificada. Las mediciones se realizaron con el detector portátil de CO₂ Telaire en grietas u orificios al nivel de suelo. En el hervidero de la zona A, se registraron valores de hasta 1800 ppm y en la zona de arroyo de Palomarejo valores de 900 ppm de CO₂, además en ambos casos se comprobó la cercanía a fallas. Las zonas se representan en la Figura 3 dentro de las elipses violetas.

5. CONCLUSIONES

La combinación de métodos de análisis de IH, como el ACP y los ratios entre bandas, demuestra utilidad en las estrategias de monitorización de fugas de CO₂. Esta propuesta facilita el procedimiento de análisis de las imágenes para usuarios que no sean expertos en la materia.

La propuesta ha permitido identificar algunas regiones del EEM (IR y el IRM), que recopilan datos sobre la detección de fugas de CO₂ de forma indirecta. Los ratios planteados tienen la capacidad de diferenciar los cultivos agrícolas respecto a la vegetación silvestre y de río (juncos, gramíneas) y son aplicables usando los valores de longitud de onda recomendados.

El aspecto geológico más relevante está determinado por las fallas, ya que representan las vías de migración de los gases hacia la superficie. Las zonas con posible presencia de emisiones de gases, se encontraban asociadas a sistemas de fallas del río Jabalón.

6. AGRADECIMIENTOS

Los trabajos que han dado lugar a esta comunicación han sido financiados por la Fundación Ciudad de la Energía, mediante el convenio de colaboración entre la Fundación y la Universidad Politécnica de Madrid (ALM-08-006) y cofinanciados por la Unión Europea.

Al Ministerio de Educación, Cultura y Deporte del Gobierno de España, por financiar al autor mediante la convocatoria "Formación del Profesorado Universitario".

7. BIBLIOGRAFÍA

- Ancochea, E. 1982. *Evolución espacial y temporal del vulcanismo reciente de España Central*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid, Colección Tesis Doctorales, 203/83. 675
- Andersen, H. 2005. Capítulo 11 Pre-combustion decarbonisation technology summary. In *Carbon Dioxide Capture for Storage in Deep Geologic Formations*, 203-211 Vol. 1. Elsevier Ltd.
- Elió, J., Ortega, M.F., Nisi, B., Mazadiago, L.F., Vaselli, O., Caballero, J., Grandía, F., 2015. CO₂ and Rn degassing from the natural analogue of Campo de Calatrava (Spain): implications for monitoring of CO₂ storage sites. *International Journal Greenhouse Gas Control*, 32.
- Gutiérrez del Olmo, J. 2015. *Monitorización de emisiones de CO₂ en análogos naturales de almacenamientos geológicos a través de la vegetación mediante técnicas de teledetección multispectral*. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Pp. 294
- Higuera, P. 1997. Las rocas ígneas de Almadén. [En línea]. Disponible en: <http://www.uclm.es/users/higuera/Tema/RIA.htm>. [Acceso: septiembre de 2013].
- IPCC: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. 2005. La captación y el almacenamiento de dióxido de carbono: Resumen para responsables de políticas.
- Vera, J. A (editor). 2004. *Geología de España*. SGE-IGME. Madrid. 890 pp.

Metodología para la detección de cambios de uso del suelo orientada a la verificación de proveedores de biocombustibles y bioproductos

Viñuales, M. ⁽¹⁾, Álvarez-Mozos, J. ⁽¹⁾, Barberena, G. ⁽²⁾, Campo-Bescós, M. A. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Departamento de Proyectos e Ingeniería Rural, Universidad Pública de Navarra, Los Tejos, Arrosadía s/n, 31006-Pamplona, España. mikelvinu@gmail.com, jesus.alvarez@unavarra.es, miguel.campo@unavarra.es

⁽²⁾ Departamento de Energía de la Biomasa, Centro Nacional de Energías Renovables (CENER), Av. Ciudad de la Innovación, 7, 31621-Sarriguren, España. gbarberena@cener.com

Resumen: La directiva 2009/28/CE establece unos criterios obligatorios de sostenibilidad para la producción de biocombustibles líquidos y otros usos de la biomasa. Entre otros aspectos, la directiva establece que las materias primas no deben proceder de zonas que hayan sufrido cambios en el uso del suelo de forma posterior a 2008. En este estudio se propone una metodología basada en observaciones MODIS que permite la detección de cambios de uso del suelo, basada en el análisis de series temporales del *Enhanced Vegetation Index* (EVI), de las que se extraen firmas temporales de distintos usos del suelo. Las series temporales se han suavizado mediante análisis de Fourier y se han utilizado para calcular unos parámetros que permitan caracterizar de forma numérica cada uso. La capacidad de estos parámetros para discriminar los distintos usos del suelo se ha evaluado mediante un análisis de separabilidad usando la distancia *Jeffries-Matusita*. La metodología se ha implementado mediante un código desarrollado en R y se ha aplicado a un caso de estudio en el estado de Mato Grosso (Brasil). La metodología propuesta permite detectar de forma adecuada los principales usos del suelo de la zona de estudio por lo que se propone como una herramienta fiable de verificación.

Palabras clave: Usos del suelo, MODIS, separabilidad, detección de cambios.

Methodology for the detection of land use changes oriented to the verification of biofuels and bioproducts suppliers

Abstract: Directive 2009/28/CE establishes obligatory sustainability criteria for biofuels and other uses of biomass. Among other aspects, this directive establishes that raw materials should not proceed from areas where land use changes (LUC) occurred after 2008. In this study a LUC verification methodology applicable on a global scale is developed based on MODIS observations. Time series of the *Enhanced Vegetation Index* (EVI) were processed so as to characterize the temporal signature of different land uses. These temporal series were smoothed applying Fourier analysis and used for computing different parameters that enable a numerical characterization each land use class. The ability of these parameters to discriminate different land uses was quantified by means of the *Jeffries-Matusita* distance. The methodology was implemented as a code written in R. This approach was applied on a case study focused on the Brazilian state of Mato Grosso. The results obtained demonstrate the viability of the proposed methodology to accurately discriminate the land uses studied.

Keywords: Land Use, MODIS, separability, change detection.

1. INTRODUCCIÓN

La biomasa, una de las principales áreas de actividad de las energías renovables, se centra la utilización de la materia orgánica como fuente energética. Por su amplia definición, la biomasa abarca un amplio espectro de materias orgánicas de distintos orígenes y con características heterogéneas como residuos forestales y agrícolas, residuos de podas, cultivos energéticos y las micro-algas entre otros. La directiva 2009/28/CE así como la nueva propuesta de directiva publicada recientemente, establecen unos criterios obligatorios de sostenibilidad para la producción de biocombustibles líquidos y otros usos de la biomasa. Entre otros aspectos, la directiva establece que las materias primas no deben proceder de zonas que hayan sufrido cambios en el uso del suelo de forma posterior a enero de 2008.

Dentro del rango de aplicaciones que ofrece la teledetección, existe la posibilidad de determinar la

composición de la cubierta terrestre y los cambios que en ella se producen. Esta información es clave para aplicaciones científicas y políticas dentro de ámbitos medioambientales (Wardlow *et al.*, 2007). Tradicionalmente el procedimiento para la detección de cambios de usos ha sido mediante la comparación de dos imágenes de la misma zona adquiridas en dos periodos de tiempo diferentes. En este sentido sensores multispectrales de media resolución, como Landsat TM/ETM+ o SPOT, son herramientas apropiadas para la clasificación detallada de zonas a escala local, es decir, de extensión reducida (Clark *et al.*, 2010).

Sin embargo, actualmente los requerimientos de información se han extendido a escalas globales, e idealmente la información debe ser precisa, detallada y adquirida de forma continua en el tiempo. Por lo que, los sensores a utilizar deben permitir la observación de amplias superficies, con alta resolución temporal,

una adecuada resolución espacial y a mínimo costo (Wardlow *et al.*, 2007). En este sentido, los sensores de alta resolución mencionados no resultan adecuados para el seguimiento de grandes extensiones, ya que requieren descargar gran cantidad de imágenes y además su baja resolución temporal dificulta el seguimiento de los procesos. En zonas con una frecuente presencia de nubes, esto puede ser un gran problema que limite seriamente la disponibilidad de imágenes y la viabilidad de la técnica (Ju y Roy, 2008).

Estos requerimientos han potenciado el uso de información derivada del sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) para este tipo de aplicaciones (Wardlow *et al.*, 2007; Clark *et al.*, 2010). Este sensor permite observar amplias zonas de superficie terrestre, con una alta resolución temporal (1-2 días) y una resolución espacial de 250 m. Además, MODIS ofrece diferentes productos ya procesados, para una resolución temporal determinada, con algoritmos rigurosos y la distribución de los mismos es gratuita.

En este trabajo se plantea una metodología para identificar cambios en el uso del suelo utilizando series temporales MODIS. El objetivo es caracterizar las series temporales de los usos más habituales de una zona de estudio y seleccionar parámetros para evaluar cuantitativamente la separabilidad entre clases.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La zona elegida para realizar el estudio es el estado de Mato Grosso, ubicado en el centro sur de Brasil, país con mayor producción mundial de caña de azúcar, ya que es uno de los cultivos energéticos más utilizados en la producción de biocombustibles.

Los datos descargados para realizar el estudio han sido adquiridos mediante el sensor MODIS para el año 2010. Entre los productos disponibles se ha utilizado el MOD13Q1, producto que cada 16 días ofrece nuevos datos georeferenciados referentes a los índices de vegetación MODIS a una resolución espacial de 250 m. Por lo que se contó con un total de 23 observaciones, mediante las que se completaron las series temporales para cada área de muestreo.

2.1. Áreas de muestreo

Para realizar este trabajo se utilizaron archivos vectoriales con información referida a los usos del suelo de Brasil de los años 2010 y 2012 descargados del portal de mapas del Instituto Brasileño de Geografía y Estadística (IBGE, 2017).

Tabla 1. Usos del suelo presentes en Mato Grosso.

ID	Uso	ID	Uso
1	Agrícola	8	Vegetación forestal
2	Área artificial	9	Mosaico agrícola
3	Agua continental	10	Mosaico forestal
4	Pastos naturales	11	Mosaico silvestre
5	Pastos plantados	12	Vegetación silvestre inundada
6	Vegetación silvestre	13	Caña de azúcar
7	Silvicultura		

Las áreas de muestreo se delimitaron a partir de la información vectorial y mediante digitalización sobre imágenes satelitales de alta resolución disponibles en los visores *Google earth*, *Google maps* y *Global Forest Watch*. Se establecieron diez áreas de muestreo (estratificado por categoría y zona geográfica) para cada tipo de uso de suelo analizado repartidas en la totalidad del área de estudio. Cada área tenía un tamaño de 9x9 píxeles salvo muestras adquiridas en entornos muy fragmentados, en los que se tomó 1 píxel.

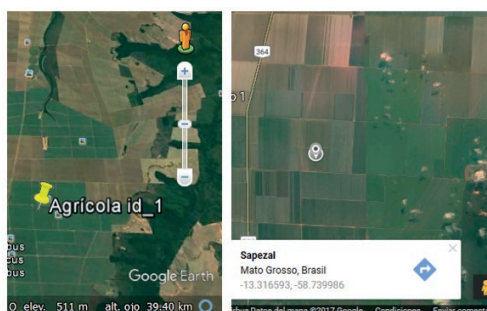


Figura 1. Digitalización de las áreas de muestreo sobre *Google earth* y *Google maps*.

2.2. Índice de vegetación mejorado (EVI)

Huete *et al.* (2002) propusieron el índice de vegetación mejorado (EVI, del inglés *Enhanced Vegetation Index*), como una alternativa al NDVI, ya que se mantiene robusto frente a las influencias del suelo y atmósfera y tiene un umbral de saturación menor (Chuvieco, 2010). El EVI se calcula a partir de la fórmula especificada en Huete *et al.* (2002).

Los índices de vegetación permiten estimar el vigor de la vegetación a lo largo del tiempo. En Mato Grosso, la etapa de madurez mayoritariamente se produce en el mes de enero y/o febrero y la etapa de dormancia en los meses de agosto y/o septiembre. Por tanto, a partir de la serie temporal de EVI es posible obtener información sobre la fenología o etapas de desarrollo de la vegetación. Esto se puede hacer de forma cuantitativa mediante una serie de parámetros descriptivos de la serie temporal: EVI_{mean} , EVI_{max} , EVI_{min} , Ap (amplitud), t_{max} , t_{min} y Δt (tiempo de crecimiento).

2.3. Lenguaje R

El proceso metodológico se ha desarrollado íntegramente en el lenguaje R, utilizando de manera específica tres paquetes: *MODISTools* (Tuck y Phillips, 2016), *Descomponer* (Parra, 2015) y *fda* (Ramsay *et al.*, 2015).

2.4. Proceso metodológico

En primer lugar (Figura 2), con *MODISTools*, se procedió a la descarga del producto MOD13Q1 de los datos de EVI y *Reliability* (fiabilidad de aquí en adelante). El siguiente paso fue interpolar aquellos datos de EVI de las series temporales con un indicador de fiabilidad superior a 1, ya que corresponden a condiciones de nubosidad, nieve

o hielo. Posteriormente con los paquetes *descomponer* y *fda*, se aplicó el análisis de Fourier para suavizar las series temporales. El objetivo de suavizar las series temporales es disminuir el efecto de posibles datos erróneos o ruidosos, simplificar las series temporales y posibilitar la estimación de parámetros fenológicos de forma más precisa (Atkinson *et al.*, 2012). Una vez suavizada la serie, mediante un código desarrollado *ad hoc*, se obtuvieron los siete parámetros de interés para el estudio.

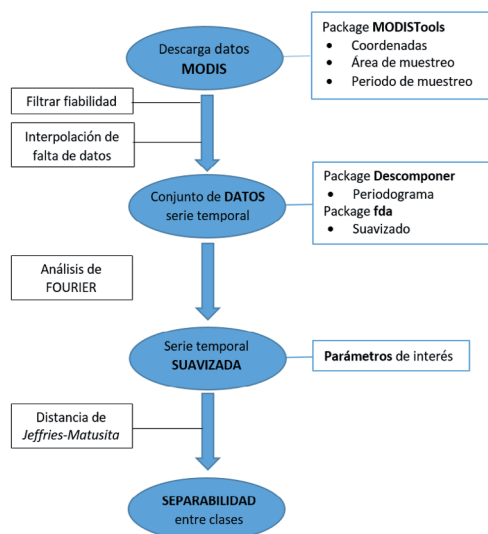


Figura 2. Diagrama de la metodología aplicada.

Por último, se calculó la distancia de *Jeffries-Matusita* (JM) (Swain y King, 1973) para cuantificar la discrepancia o separabilidad estadística de cada par de clases de uso del suelo en cada uno de los siete parámetros estudiados (Wardlow *et al.*, 2007). La distancia JM evalúa el grado de solape entre las distribuciones de probabilidad de dos clases, por lo que valores elevados de distancia corresponden con clases con una mayor diferencia, lo que favorecerá su distinción. Su rango de valores oscila entre 0 y 2, correspondiendo un valor de 0 a dos clases que se solapan totalmente y 2 a separabilidad completa (dos clases entre las que no existe solape).

2.5. Hipótesis de partida

Antes de presentar los resultados es necesario dar por buenas una serie de hipótesis de partida: (1) cada uso estudiado presenta un ciclo anual y cíclico que se puede describir mediante la serie temporal media de las distintas áreas de muestreo. (2) La caña de azúcar es un cultivo semi-perenne, obteniendo cosechas anuales a partir de realizar la primera cosecha, por tanto su ciclo se considera anual, esto es, el periodo entre cosecha y cosecha. (3) Aunque las cubiertas de agua y área artificial teóricamente no presenten una tendencia temporal clara, se hablará en este caso también de ciclo para mantener la terminología utilizada en otras clases. (4) El máximo

valor de EVI y el día en que se produce, se asociará con la etapa de madurez o de máxima actividad vegetativa. Mientras que el mínimo valor de EVI y el día en que se produce, se relacionará a la etapa de dormancia o mínima actividad vegetativa. Se considerará que estas etapas están presentes en todas las cubiertas vegetales estudiadas.

3. RESULTADOS

3.1. Series temporales medias

Las curvas suavizadas de las series temporales (Figura 3), representan el comportamiento temporal de los distintos usos estudiados.

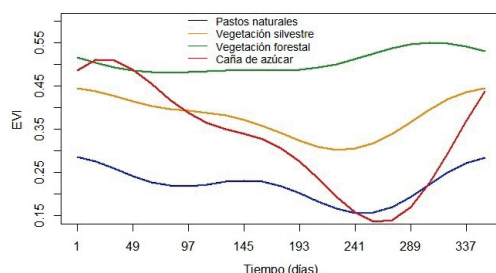


Figura 3. Curvas suavizadas de ejemplo de cuatro usos.

Partiendo de las curvas se calculan los valores de los parámetros descriptivos de la serie temporal para cada uso (Tabla 2).

Tabla 2. Valores medios de los parámetros por clase.

Parámetros: $Mn = EVI_{mean}$, $Mx = EVI_{max}$, $Mi = EVI_{min}$, Ap , $Tmx = t_{max}$, $Tmi = t_{min}$ y Δt .

ID	Mn	Mx	Mi	Ap	Tmx	Tmi	Δt
1	0,36	0,66	0,07	0,59	17	257	125
2	0,17	0,20	0,14	0,06	33	225	173
3	0,01	0,01	0,00	0,01	273	161	112
4	0,22	0,29	0,16	0,13	1	241	125
5	0,34	0,48	0,19	0,29	33	241	15
6	0,38	0,45	0,30	0,14	353	225	128
7	0,44	0,55	0,35	0,20	1	241	125
8	0,51	0,55	0,48	0,07	305	81	224
9	0,34	0,43	0,20	0,23	17	241	141
10	0,44	0,51	0,35	0,16	1	225	141
11	0,34	0,48	0,20	0,28	17	257	125
12	0,36	0,42	0,29	0,13	337	241	96
13	0,33	0,51	0,14	0,37	17	257	125

3.2. Separabilidad de clases

Analizando los parámetros que permiten una alta separabilidad entre clases (Figura 4), se observa cómo el EVI medio es el más adecuado (máximo valor de JM) para separar quince pares de clases. El parámetro EVI_{max} permite separar ocho clases, mientras que EVI_{min} y Ap permiten diferenciar cada uno cinco clases de forma óptima. Los parámetros de t_{max} , t_{min} y Δt no permiten

separar, desde la perspectiva de máxima distancia de JM, ninguna clase entre sí.

De la Figura 4 se deduce, que el agua (3) y las áreas artificiales (2) se separan de forma sencilla de la mayoría de clases. Las clases agrícola (1), vegetación forestal (8) y mosaico forestal (10), muestran también unos rangos de separabilidad adecuados. A continuación, las clases pastos naturales (4) y la caña de azúcar (13) ofrecen separabilidades intermedias o altas para la mayoría de otras clases, si bien presentan separabilidades bajas en algunos casos. Analizando la caña de azúcar, se observa que es altamente separable con las clases 2 y 3, presentando separabilidad intermedia respecto a los pastos naturales (4), vegetación silvestre (6), vegetación forestal (8), mosaico forestal (10) y la vegetación silvestre inundada (12).

Figura 4. Separabilidad máxima para cada par de clases (alta=verde, intermedia=amarillo, baja=rojo) y parámetro con que se alcanza.

ID	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1		1.89	1.96	1.49	1.02	1.07	1.30	1.96	1.13	1.53	0.65	1.54	0.36
2	Ap		1.90	0.95	1.90	1.85	1.90	2.00	1.93	2.00	1.63	1.24	1.79
3	Mx	Mi		1.90	1.99	1.99	1.98	2.00	2.00	2.00	1.93	1.62	1.95
4	Mx	Ap	Mn		1.16	1.35	1.38	2.00	1.32	1.88	0.98	0.83	1.07
5	Ap	Ap	Mn	Mx		0.88	1.05	1.97	0.51	1.50	0.68	1.02	0.56
6	Mi	Mn	Mn	Mn	Ap		0.60	1.25	0.46	0.42	0.57	0.66	1.12
7	Ap	Mx	Mx	Mi	Tmi		0.76	0.84	0.29	0.77	0.33	0.95	
8	Mi	Mx,Mn	Mx,Mi,Mn	Mn	Mi	Mn	Ap		1.87	0.40	1.33	0.95	1.48
9	Ap	Mn	Mn	Mn	Δt	Mi	Tmi	Mn		1.19	0.56	0.97	0.48
10	Ap	Mx	Mx,Mn	Mn	Mi	Tmi	Mx	Mi		0.67	0.56	1.49	
11	Ap	Mx	Mn	Mn	Mi	Ap	Tmi	Tmi	Δt		0.91	0.34	
12	Ap	Mx	Mn	Mn	Tmi	Tmi	Mx	Mn	Tmi	Mx			1.08
13	Ap	Ap	Mn	Mx	Mi	Ap	Mi	Ap	Ap	Mi	Mi	Ap	

Por último, muestra baja separabilidad respecto a los usos donde hay actividad antrópica, como son la clase agrícola (1), los pastos plantados (5), silvicultura (7), mosaico agrícola (9) y mosaico de vegetación silvestre (11), si bien en esta última clase la actividad antrópica es menor. Por tanto, parece posible detectar los cambios de usos no permitidos del cultivo de caña de azúcar. Es destacable que en los últimos años la expansión de la caña de azúcar se ha dado en más del 99% de los casos sobre los usos de pastos plantados o usos agrícolas (Adami et al., 2012), lo que estaría permitido.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Respecto a la separabilidad, el parámetro con el que se logra en más ocasiones la mayor distancia de JM entre todas las clases es el EVI medio. Los resultados de separabilidad de la caña de azúcar son, en general, buenos (separabilidades altas e intermedias) y la metodología planteada permite la detección de los cambios de usos de suelo que revierten más interés: de pastos naturales a caña y de vegetación forestal a caña. Las clases más difícilmente separables de la caña de azúcar, son clases en las que existe ya una explotación económica, por lo que el no detectar estos cambios no debería suponer un inconveniente, ya que estos cambios están permitidos según los criterios de sostenibilidad de la Directiva 2009/28/CE. La metodología planteada tiene

un alto grado de automatización y puede ser desarrollada mediante herramientas de libre acceso (QGIS, lenguaje R y datos MODIS) y la precisión de la metodología para caracterizar cada cambio, estará determinada por el grado de conocimiento previo de los usos reales del suelo.

Por último, la metodología planteada, una vez validada, podría servir a los productores de biocombustibles líquidos, sólidos, y de bioproductos como herramienta de verificación de los criterios de sostenibilidad relacionados con cambios de uso de suelo establecidos en la Directiva 2009/28/CE.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado parcialmente por los proyectos CGL2016-75217-R (PE I+D+i) y PyrenEOS (Interreg POCTEFA-FEDER).

6. BIBLIOGRAFÍA

Adami, M., Rudorff, B.F.T., Freitas, R.M., Aguiar, D.A., Sugawara, L.M., Mello, M.P. 2012. Remote sensing time series to evaluate direct land use change of recent expanded sugarcane crop in Brazil. *Sustainability*, 4(4): 574-585.

Atkinson, P.M., Jeganathan, C., Dash, J., Atzberger, C. 2012. Inter-comparison of four models for smoothing satellite sensor time-series data to estimate vegetation phenology. *Remote Sensing of Environment*, 123: 400-417.

Chuvieco, E. 2010. *Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio*. Nueva Edición Actualizada. Editorial Planeta, S.A.

Clark, M.L., Aide, T.M., Grau, H.R., Riner, G. 2010. A scalable approach to mapping annual land cover at 250 m using MODIS time series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. *Remote Sensing of Environment*, 114(11): 2816-2832.

Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E.P., Gao, X., Ferreira, L.G. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83: 195-213.

IBGE 2014. *Mapa de Cobertura e Uso da Terra do Brasil 2014*. Instituto Brasileiro de Geografia y Estadística. Disponible en <http://www.ibge.gov.br/>

Ju, J., Roy, D.P. 2008. The availability of cloud-free Landsat ETM+ data over the conterminous United States and globally. *Remote Sensing of Environment*, 112(3): 1196-1211.

Parra, F. 2015. Package descomponer. <https://CRAN.R-project.org/package=descomponer>

Ramsay, J.O., Wickham, H., Graves, S., Hooker, G. 2015. Package fda. <https://CRAN.R-project.org/package=fda>

Swain, P.H., King, R.C. 1973. Two Effective Feature Selection Criteria for Multispectral Remote Sensing. *Laboratory for Applications of Remote Sensing (LARS) Technical Reports*, 39: 1-6.

Tuck, A.S., Phillips, H. 2016. Package MODISTools. <https://CRAN.R-project.org/package=MODISTools>

Wardlow, B.D., Egbert, S.L., Kastens, J.H. 2007. Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for crop classification in the U.S. Central Great Plains. *Remote Sensing of Environment*, 108(3): 290-310.

Contribución de la interferometría SAR diferencial (InSAR) al estudio de la subsidencia del terreno de la Vega Media del Segura (Murcia): experiencias y tendencias futuras

Tomás, R. ⁽¹⁾, Herrera, G. ⁽²⁾, López-Sánchez, J. M. ⁽³⁾, Mulas, J. ⁽²⁾, Fernández-Merodo, J. A. ⁽²⁾, Mallorquí, J. J. ⁽⁴⁾, Aragón, R. ⁽²⁾, Sanabria, M. ⁽²⁾, Tessitore, S. ⁽⁵⁾, Vicente-Guijalba, F. ⁽⁶⁾, Guardiola-Albert, C. ⁽²⁾, Cano, M. ⁽¹⁾, Béjar-Pizarro, M. ⁽²⁾, Hornero, J. E. ⁽²⁾, Ezquerro, P. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Departamento de Ingeniería Civil. Universidad de Alicante, Apdo. correos 99, 03080, Alicante, España.
{roberto.tomas, miguel.cano}@ua.es

⁽²⁾ Geohazards InSAR laboratory and Modeling group. Instituto Geológico y Minero de España (IGME), Ríos Rosas, 23, 28003, Madrid, España. {g.herrera, j.mulas, r.aragon, m.sanabria, c.guardiola, j.hornero}@igme.es

⁽³⁾ Departamento de Física, Ingeniería de Sistemas y Teoría de la Señal. Universidad de Alicante, Apdo. correos 99, 03080, Alicante, España. juanma.lopez@ua.es

⁽⁴⁾ Departamento de Teoria Senyal i Comunicacions. Universidad Politècnica de Catalunya. Edifici D3, C/ Jordi Girona, 1-3. 08034 Barcelona, España. mallorqui@tsc.upc.edu

⁽⁵⁾ Department of Earth Sciences, Environment and Resources, Federico II University of Naples, Largo San Marcellino 10, 80138 Nápoles, Italia. serena.tessitore@unina.it

⁽⁶⁾ Dares Technology, c/ Esteve Terrades, 1, Edificio RDIT, despacho 118, Parc UPC – PMT, 08860, Castelldefels, Barcelona, España. f.vicente@dares.tech

Resumen: La Vega Media del Segura (VMS) se localiza en el sector este de la Cordillera Bética. El valle está relleno por sedimentos recientes (Holoceno-Plioceno) potencialmente deformables que han sido depositados por la acción de los ríos Segura y Guadalentín. La extracción de agua subterránea de los niveles permeables que constituyen el acuífero conlleva la consolidación de los materiales deformables, dando lugar a asentamientos de la superficie del terreno. La Interferometría SAR diferencial (InSAR) es una técnica remota que permite monitorizar de forma efectiva y precisa amplias extensiones del territorio. En este trabajo se describe las diferentes experiencias llevadas a cabo por los autores en la VMS, que han permitido avanzar en el entendimiento del funcionamiento hidrogeológico del acuífero para la comprensión del comportamiento geomecánico del subsuelo, así como para monitorizar los desplazamientos del terreno desde el año 1994 usando imágenes ERS, ENVISAT y TerraSAR-X, contribuyendo de forma efectiva al estudio, caracterización y modelización del fenómeno. Por último, se describen las tareas futuras a desarrollar haciendo uso de nuevos sensores SAR con el fin de asegurar la continuidad de la información disponible para el estudio de este fenómeno a lo largo del tiempo.

Palabras clave: subsidencia, InSAR, monitorización, Vega Media del Segura.

Contribution of differential SAR interferometry (InSAR) to the study of land subsidence of the Vega Media of the Segura (Murcia): experiences and future trends

Abstract: The Vega Media of the Segura (VMS) is located in the eastern sector of the Betic Cordillera. The valley is filled of recent sediments (Holocene-Pliocene) potentially deformable, which have been deposited by the action of the Segura and Guadalentín rivers. Groundwater extraction from the existing permeable units that constitute the aquifer involves the consolidation of the deformable layers of soil, generating settlements on ground surface. Differential SAR Interferometry (InSAR) is a remote sensing technique which allows monitoring in an effective and precise way wide areas of the territory. In this work the different experiences developed by the authors in the VMS, which have allowed advancing in the understanding of the hydrogeological performance of the aquifer for the comprehension of the geomechanical behaviour of the ground, as well as to monitoring land subsidence from 1994 using ERS, ENVISAT and TerraSAR-X imagery contributing in an effective way to the study, characterization and modelling of the phenomenon, are described. Finally, the future tasks to be developed using new SAR sensors to ensure the continuity of the available information for the study of this phenomenon along time are depicted.

Keywords: subsidence, InSAR, monitoring, Vega Media of the Segura.

1. INTRODUCCIÓN

La subsidencia del terreno consiste en el hundimiento paulatino de la superficie terrestre debido a varios factores, que pueden ser naturales o causados por el impacto de una gran variedad de actividades humanas

(Corapcioglu, 1984) como, por ejemplo, la minería o la extracción de agua, gas o petróleo.

La subsidencia del terreno por extracción de agua es un problema creciente en todo el mundo. Actualmente, en España, se han documentado más de diez áreas afectadas por este tipo de fenómeno (Tomás et al., 2014).

Las técnicas de interferometría SAR diferencial (InSAR) se han convertido en una herramienta habitual en el estudio de la subsidencia del terreno (Tomás y Li, 2017). Estas proporcionan información espacio-temporal del fenómeno que puede ser utilizada con diferentes objetivos.

En este trabajo se describe las diferentes experiencias llevadas a cabo por los autores en la Vega Media del Segura (VMS) mediante InSAR a lo largo de los últimos 15 años y que han permitido avanzar considerablemente en el conocimiento de este fenómeno.

2. LA VEGA MEDIA DEL SEGURA

La Vega Media del Segura se extiende desde la presa de Contraparada hasta el límite provincial con Alicante sumando una superficie de unos 206 km². La explotación intensiva del acuífero detrítico para satisfacer las demandas agrícolas durante los periodos de sequía (e.g. 1992-1995, 2000-2001 y 2005-2008) ocasionó descensos de los niveles piezométricos que produjeron la consolidación de los suelos como consecuencia del incremento de las tensiones efectivas y, por tanto, el asiento de la superficie del terreno (IGME-COPOT, 2010).

Desde un punto de vista geológico, la zona de estudio se encuentra situada en el sector oriental de la Cordillera Bética. Los sedimentos recientes se han depositado gradualmente sobre los materiales más antiguos. El basamento está constituido por materiales Permo-Triásicos de las Zonas Internas de las Cordillera Bética que sólo afloran en los bordes de la cuenca. El relleno de la cuenca queda dividido en tres unidades principales. Los materiales más antiguos están constituidos por margas del Mioceno Superior con potencias superiores a 600 m (Mulas et al., 2003). Sobre estos materiales se disponen margas y arcillas con intercalaciones de conglomerados y areniscas de edad Plio-Cuaternaria que presentan un gran interés desde el punto de vista hidrogeológico. La tercera unidad está constituida por depósitos continentales recientes constituidos por abundante arcilla y limo en las zonas de llanura de inundación, y arenas en los canales y abanicos aluviales. El espesor de estos materiales varía entre 3 y 30 metros (Rodríguez-Jurado et al., 2000).

Desde el punto de vista hidrogeológico, pueden diferenciarse dos unidades principales (Aragón et al., 2006): a) Unidad superficial: sedimentos recientes, superficiales, de gran compresibilidad con propiedades hidrogeológicas pobres; b) Unidad profunda: presenta mejores características geotécnicas, se sitúa debajo de los sedimentos recientes y consiste en una serie de alternancias de grava y arcillas que constituyen un acuífero multicapa muy productivo.

3. DATOS INSAR

Los procesados realizados en la VMS se han llevado a cabo con imágenes procedentes de los sensores ERS-1, ERS-2, ENVISAT y TerraSAR-X y han permitido cubrir prácticamente todo el periodo temporal 1994-2012. Los primeros resultados se obtuvieron a principios de este

siglo (Tomás et al., 2005), permitiendo el postprocesado de imágenes históricas de los satélites ERS-1 y ERS-2 correspondientes a periodos anteriores para los que no se disponía de ningún tipo de información cuantitativa sobre el fenómeno de la subsidencia en la VMS.

Posteriormente, se han llevado a cabo numerosos procesados con diferentes códigos e imágenes (Figura 1). El procesado de las diferentes sets imágenes se ha realizado utilizando dos códigos diferentes: *Coherence Pixel Technique (CPT)* y *Stable Point Network (SPN)*.

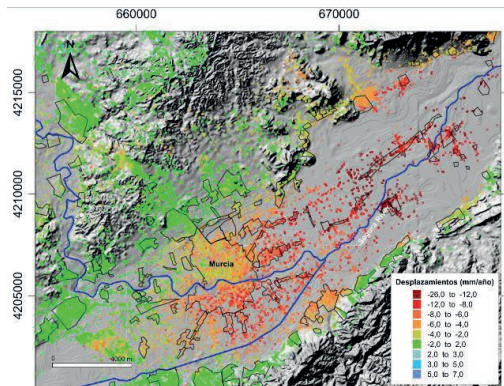


Figura 1. Tasa de desplazamiento (mm/año) de la superficie del terreno medida mediante InSAR en el periodo 2004-2008 en la VMS.

4. APLICACIONES

Los datos InSAR de la VMS disponibles han sido empleados para diferentes aplicaciones:

- Identificación de zonas afectadas por subsidencia.
- Caracterización
- Monitorización
- Modelización
- Evaluación de daños

En los subapartados siguientes se detallan cada una de las aplicaciones llevadas a cabo a partir de datos InSAR en la VMS.

4.1. Identificación de zonas afectadas por subsidencia

La aplicación sistemática de las técnicas InSAR ha permitido localizar e identificar zonas afectadas por subsidencia del terreno en las que no se tenía constancia de la ocurrencia del fenómeno, proporcionando información sobre la extensión de la zona y las tasas de deformación. En la VMS, el procesado sistemático ha permitido identificar pequeñas zonas que presentan tasas de subsidencia importantes en el sector E del valle.

4.2. Monitorización

Las series temporales obtenidas a través de las técnicas InSAR facilitan el estudio de la evolución de la subsidencia del terreno. En este sentido, en la Vega Media del Segura se han identificado periodos de estabilidad, de asiento (asociados normalmente a extracción masiva de agua

durante periodos de sequía) e incluso de levantamiento del terreno como consecuencia del hinchamiento de los suelos por la reducción incremento de las tensiones efectivas por efecto de la recuperación de los niveles piezométricos (Figura 2).

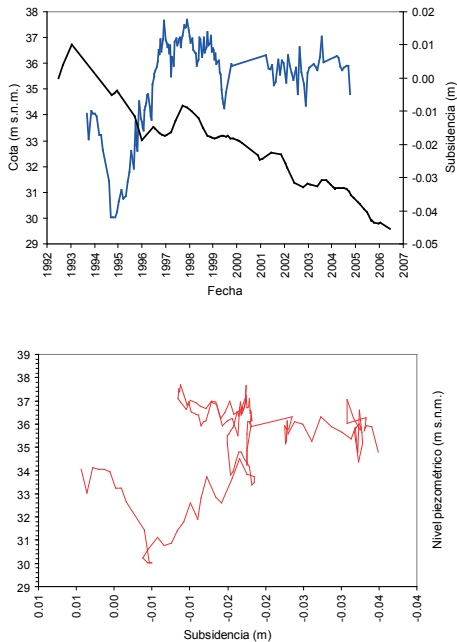


Figura 2. (Superior) Series temporales de deformaciones de la superficie del terreno (línea negra) y del nivel piezométrico en el entorno del piezómetro H-7. (Inferior) Curva tensión-deformación del sistema acuífero.

4.3. Caracterización

Una vez identificadas las diferentes zonas afectadas por subsidencia del terreno, las técnicas InSAR han permitido obtener una mayor comprensión de los patrones de deformación (Figura 2). Asimismo, los datos remotos facilitan la realización de análisis de la influencia de diferentes factores desencadenantes (e.g. las variaciones piezométricas) y condicionantes (e.g. el espesor de suelos) sobre la magnitud y extensión de los asientos mediante su integración en Sistemas de Información Geográfica (SIG). Las relaciones entre el espesor de suelos deformables y magnitud de los asientos, la evolución del nivel freático y de la magnitud de los asientos, la proximidad a los pozos de bombeo, las litologías presentes en el valle o la distancia al río Segura son algunas de las relaciones estudiadas por Herrera *et al.*, (2009), Tomás *et al.* (2011), Tessitore *et al.* (2016) y Conesa *et al.* (2016).

4.4. Modelización

La modelización constituye la última etapa en los estudios de subsidencia del terreno. Esta tarea puede resultar extremadamente compleja si no se dispone de información complementaria. Normalmente, los datos InSAR pueden emplearse de dos formas diferentes para este propósito:

- Para calibrar el modelo de subsidencia y posteriormente emplearlo para la predicción de escenarios futuros de subsidencia.
- Para validar modelos hidrogeológicos o geotécnicos desarrollados con información independiente.

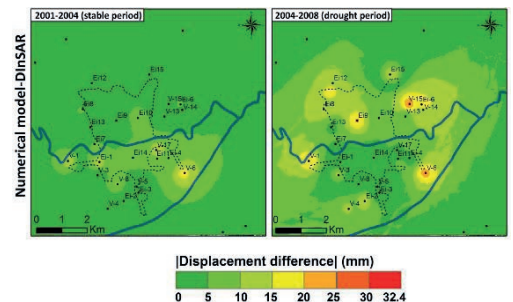


Figura 3. Diferencias absolutas entre los datos InSAR y los resultados del modelo numérico interpolados para los periodos de estudio 2001-2004 y 2004-2008, respectivamente. Los puntos corresponden a la localización de los extensómetros (Tessitore *et al.*, 2016).

Herrera *et al.*, (2009) desarrollaron un modelo geotécnico 1-D mediante el método de elementos finitos, obteniendo diferencias entre ambas series temporales de $5,5 \pm 4,7$ mm. De forma similar, Tessitore *et al.* (2016) modelizaron la subsidencia del terreno en 21 sondeos de la VMS. La interpolación de la información y su comparación con los datos InSAR y otra información disponible (i.e. extensómetros) (Figura 3) permitió discriminar aquellas zonas que presentaban un comportamiento elástico y por lo tanto estaban, presumiblemente, sobreconsolidadas. En ambos trabajos, el software empleado fue el Gehomadrid, desarrollado por el grupo de Modelos Matemáticos en Ingeniería de la Universidad Politécnica de Madrid. Por otro lado, Tomás *et al.* (2010) aplicaron un sencillo modelo hidrogeológico implementado en Excel que fue calibrado a través de las curvas tensión-deformación (Figura 2) elaboradas con los datos InSAR. El modelo mostró resultados satisfactorios en la predicción de periodos posteriores con diferencias medias de $3,2 \pm 2,5$ mm.

4.5. Evaluación de daños

La subsidencia del terreno asociada al descenso piezométrico ocurrido entre 1992 y 1995 en la VMS produjo daños en las infraestructuras urbanas y en unos 150 edificios de la ciudad de Murcia valorados en unos 50 millones de euros (Rodríguez y Mulas, 2002; Mulas *et al.*, 2003).

En la Vega Media del Segura se ha hecho uso de datos InSAR para llevar a cabo la evaluación preliminar de daños en edificios y otras infraestructuras, así como información de apoyo para la interpretación de los daños observados. Herrera et al. (2010) y Bru et al. (2013) mostraron ejemplos de aplicación de la interferometría SAR para la identificación de daños en edificaciones e infraestructuras urbanas afectadas por la subsidencia del terreno.

5. OBSERVACIONES FINALES Y TENDENCIAS FUTURAS

La técnica InSAR ha sido utilizada de forma efectiva en la VMS para la identificación de zonas de afectadas por subsidencia desde 1994, la monitorización del fenómeno, su caracterización, para el desarrollo de modelos que reproduzcan el fenómeno, así como como herramienta de apoyo en el estudio y evaluación de daños en edificios e infraestructuras. Por lo tanto, la técnica InSAR se ha convertido en una herramienta imprescindible que proporciona una visión espacio-temporal global del fenómeno en la VMS.

El reciente lanzamiento del satélite europeo Sentinel-1 (2014-actualidad) y el próximo satélite español PAZ que previsiblemente entrará operativo a partir del año 2018, permitirán mejorar la cobertura espacial y temporal de imágenes en la VMS asegurando la continuidad en los trabajos de investigación a desarrollar en la zona. Además, el empleo de otros sensores de mayor resolución (e.g. CosmoSkyMed o TerraSAR-X) permitirá mejorar algunas de las aplicaciones en las que ya se están trabajando, como la evaluación de los estados límites de servicio (ELS) de las edificaciones atendiendo a criterios de diseño geotécnico.

6. BIBLIOGRAFÍA

Aragón, R., Lambán, J., García Aróstegui, J.L., Hornero, J., Fernández Grillo, A.I. 2006. Efectos de la explotación intensiva de aguas subterráneas en la ciudad de Murcia (España) en épocas de sequía: orientaciones para una explotación sostenible. *Boletín Geológico y Minero*, 117(3), 389-400.

Bru, G. et al. 2013. Control of deformation of buildings affected by subsidence using persistent scatterer interferometry. *Structure and Infrastructure Engineering*, 9, 188-200,

Conesa-García et al. 2016. Deformational behaviours of alluvial units detected by advanced radar interferometry in the Vega Media of the Segura river, southeast Spain. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 98, 15-38.

Corapcioglu, M.Y. 1984. Land subsidence a state of the art review. *Fundamentals of Transport Phenomena in Porous Media*. En: Bear and M. Y. Corapcioglu (Ed.), *NATO ASI Series E.82*, Martinus Nijhoff Publishers, 369-444.

Herrera, G. et al. 2009. Advanced interpretation of subsidence in Murcia (SE Spain) using A-DInSAR data – modelling and validation. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 9, 647-661.

Herrera, G. et al. 2010. Analysis of subsidence using TerraSAR-X data: Murcia case study. *Engineering Geology*, 116, 284-295.

IGME-COPOT. 2010. *La Subsidencia del terreno en la ciudad y área metropolitana de Murcia: Modelización, seguimiento y control*. Mulas J., Aragón R., Clemente A.A. (coord.). Instituto Geológico y Minero de España y Consejería de Obras Públicas y Ordenación del Territorio de la Región de Murcia. 242 pp.

Mulas, J., Aragón, R., Martínez, M., Lambán, J., García-Arostegui, J.L., Fernández-Grillo, A.I., Hornero, J., Rodríguez, J., Rodríguez, J.M. 2003. Geotechnical and hydrological analysis of land subsidence in Murcia (Spain). *Proc. 1^a International Conference on Groundwater in Geo-logical Engineering, RMZ-M&G, Materials and Geoenvironment*, Bled, Slovenia, 50, 249-252.

Rodríguez Jurado, J., Martínez Corbella, M., Mulas, J., Rodríguez Ortiz, J.M. 2000. Establecimiento de un modelo geológico para el estudio de la subsidencia por rebajamiento del nivel freático. *Geotemas*, 1, 155-158.

Rodríguez Ortiz, J.M., Mulas, J. 2002. Subsidencia generalizada en la ciudad de Murcia (España). En Ayala Carcedo, J. y Olcina Cantos Coords., *Riesgos Naturales* (pp. 459-463). Barcelona: Editorial Ariel.

Tessitore, S. et al., 2016. Comparison of water-level, extensometric, DInSAR and simulation data for quantification of subsidence in Murcia City (SE Spain). *Hydrogeology Journal*, 24, 727-747.

Tomás, R. et al. 2005. Mapping ground subsidence induced by aquifer overexploitation using advanced Differential SAR Interferometry: Vega Media of the Segura River (SE Spain) case study. *Remote Sensing of Environment*, 98, 269-283.

Tomás, R., et al. 2014. Radar interferometry techniques for the study of ground subsidence phenomena: a review of practical issues through cases in Spain. *Environmental Earth Sciences*, 71, 163-181.

Tomás, R., Li, Z. 2017. Earth Observations for Geohazards: Present and Future Challenges. *Remote Sensing*, 9, 194.

Tomás, R. et al. 2011. Persistent Scatterer Interferometry subsidence data exploitation using spatial tools: The Vega Media of the Segura River Basin case study. *Journal of Hydrology*, 400, 411-428.

Evolución espacio-temporal del nivel piezométrico del acuífero de Madrid a partir de datos de interferometría radar

Béjar-Pizarro, M. ^(1,2,3), Ezquerro, P. ^(1,2,3), Herrera, G. ^(1,2,3,4), Tomás, R. ^(2,3,6), Guardiola-Albert, C. ^(1,7), Ruiz Hernández, J. M. ⁽⁸⁾, Fernández Merodo, J. A. ^(1,2,3), Marchamalo, M. ^(1,3,5), Martínez, R. ^(3,5)

- ⁽¹⁾ Geohazards InSAR laboratory and Modeling group (InSARlab), Geoscience research department, Geological Survey of Spain (IGME), Alenza 1, E-28003 Madrid, España. {m.bejar, p.ezquerro, g.herrera, c.guardiola, j.fernandez}@igme.es
- ⁽²⁾ Unidad Asociada de investigación IGME-UA de movimientos del terreno mediante interferometría radar (UNIRAD), Universidad de Alicante, P.O. Box 99, 03080 Alicante, España. roberto.tomas@ua.es
- ⁽³⁾ Grupo Español de Trabajo en Subsistencia del Terreno (SUBTER), UNESCO, France.
- ⁽⁴⁾ Earth Observation and Geohazards Expert Group (EOEG), EuroGeoSurveys, the Geological Surveys of Europe, 36-38, Rue Joseph II, 1000 Brussels, Belgium.
- ⁽⁵⁾ Universidad Politécnica de Madrid. Laboratorio de Topografía y Geomática. ETSI Caminos, Canales y Puertos C/ Profesor Aranguren s/n, 28040 Madrid, España. {miguel.marchamalo, ruben.martinez}@upm.es
- ⁽⁶⁾ Departamento de Ingeniería Civil, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Alicante, P.O. Box 99, 03080 Alicante.
- ⁽⁷⁾ Área de Geología Ambiental y Geomatemáticas, Geoscience research department, Geological Survey of Spain (IGME), Alenza 1, E-28003 Madrid, España.
- ⁽⁸⁾ Área de Hidrogeología General y Calidad del agua, Geoscience research department, Geological Survey of Spain (IGME), Ríos Rosas 23, E-28003 Madrid, España. jm.ruiz@igme.es

Resumen: El acuífero terciario detrítico de Madrid (ATDM) proporciona agua a Madrid, la ciudad más poblada de España (3,2 millones de habitantes en el área metropolitana). Entre 1991 y 2011 el acuífero experimentó cinco ciclos de extracción y recuperación de agua subterránea, asociados a dos periodos de sequía. En este estudio hemos analizado la deformación del terreno producida por la extracción de agua subterránea y su posterior recuperación. Para ello se han analizado datos de interferometría radar (InSAR) y datos piezométricos en 19 pozos de extracción durante el periodo 1997-2010. La correlación entre la deformación del terreno y la piezometría en los pozos analizados es superior al 85% y, por lo tanto, es posible modelizar esta relación asumiendo un comportamiento elástico del acuífero. A partir de los modelos elásticos hemos: i) calculado el coeficiente de almacenamiento elástico para cada pozo, ii) realizado predicciones de la deformación del terreno y el nivel piezométrico en cada pozo durante el periodo de estudio, iii) elaborado mapas piezométricos para cada fecha de las imágenes radar, iv) estimado variaciones en el volumen de agua almacenada en el acuífero durante los diferentes ciclos de extracción/recuperación.

Palabras clave: Acuífero, InSAR, Madrid, subsidencia.

Spatio-temporal evolution of piezometric levels in the Madrid aquifer from radar interferometry

Abstract: The Tertiary detritic aquifer of Madrid (TDAM) supplies water to Madrid, the most populated city of Spain (3.2 million inhabitants in the metropolitan area). From 1992 to 2011 the aquifer experienced five cycles of groundwater extraction and recovery associated to two drought periods. In this study we analyse ground deformation associated to groundwater level changes. For this purpose, InSAR and piezometric time series spanning the period 1997-2011 have been analysed. The high correlation between both parameters (>85%) suggests that the relationship between ground deformation and groundwater level through time can be modelled using simple elastic models. Using these models: i) we the elastic storage coefficient for every well was estimated, ii) predictions of ground deformation and groundwater level evolution at each well were performed iii) piezometric maps for each SAR date were created, iv) groundwater storage variations during the different extraction/recovery cycle were estimated

Keywords: Aquifer, InSAR, Madrid, subsidence.

1. INTRODUCCIÓN

Los mapas piezométricos proporcionan información sobre la dirección de flujo del agua, las interacciones entre agua subterránea y superficial y permiten identificar zonas de recarga (Todd y Larry, 2005), por lo que constituyen una de las herramientas más útiles para la gestión de acuíferos. Estos mapas se construyen a partir de observaciones del nivel de agua en pozos, que

normalmente son medidas puntuales y dispersas en el espacio, lo que lleva a obtener mapas piezométricos con baja resolución espacial (Fasbender *et al.*, 2008).

En este trabajo utilizamos datos de interferometría de radar (InSAR) para construir mapas piezométricos de alta resolución espacial en el acuífero terciario detrítico de Madrid (ATDM). A partir de datos de deformación generados mediante la técnica InSAR

y series piezométricas de 19 pozos de extracción, primero estimamos el coeficiente de almacenamiento elástico (S_{ke}) en los pozos y a continuación utilizamos ese coeficiente para modelizar los niveles de agua en el periodo cubierto por los datos InSAR. Estos modelos los hacemos primero en cada pozo, para comparar observaciones y predicciones y evaluar la validez del modelo, y posteriormente los extendemos espacialmente para estimar mapas piezométricos en toda la zona cubierta por los datos InSAR.

2. ZONA DE ESTUDIO

El ATDM se localiza en la zona noroeste de la cuenca de Madrid (Figura 1), una cuenca de planta triangular controlada tectónicamente y rellena por sedimentos continentales de edad Cretácico superior-Mioceno Superior (IGME, 2000). El ATDM es un acuífero multicapa heterogéneo y anisótropo que presenta elevaciones entre 650 y 800 m sobre el nivel del mar (Yélamos y Villarroya, 1991).

Este estudio se centra en dos zonas de extracción localizadas al NNW de Madrid, que cubren un área total de 500 km² (Figura 1b). Los pozos de extracción de esta zona (círculos blancos en la Figura 1a,b) experimentaron 5 ciclos de extracción de agua y posterior recuperación entre 1991 y 2011.

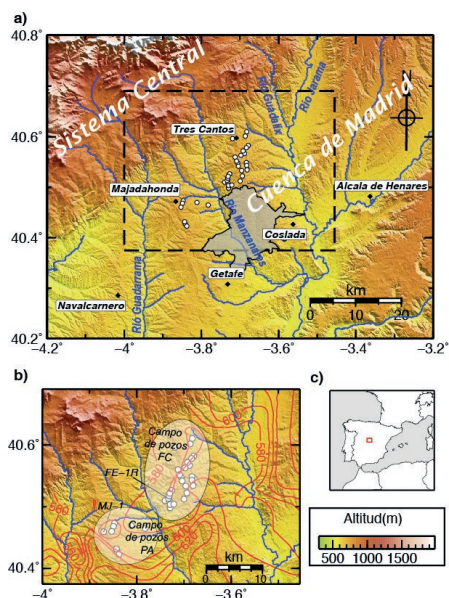


Figura 1. Localización de la zona de estudio. (a) Modelo digital del terreno con los principales ríos (líneas azules) y la zona urbana de Madrid capital (polígono semi-transparente). Los círculos blancos indican la localización de los pozos. El rectángulo en línea discontinua negra representa la zona mostrada en la figura b. (b) Las líneas rojas representan el nivel de agua en el mapa de referencia de mayo de 2008.

3. DATOS Y MÉTODOS

3.1. Datos InSAR

Hemos utilizado las series temporales InSAR procesadas en Ezquerro *et al.* (2014), que cubren el periodo entre abril de 1992 y septiembre de 2010. Estos datos fueron procesados con la técnica PSP-IFSAR (Costantini *et al.*, 2008). Para más detalles sobre el procesado se remite al lector al trabajo de Ezquerro *et al.* (2014).

La Figura 2 muestra uno de los mapas de deformación resultantes para la fecha 20/09/1995. La principal zona de deformación (colores amarillo, naranja y rojo) corresponde a los campos de pozos de Fuencarral (FC) y de Pozuelo (PA) (Figura 1b). La deformación sigue un patrón de dirección N45°E y la máxima deformación se produce en el centro de los campos de pozos, alcanzando valores máximos de 80 mm de desplazamiento acumulado en el periodo 1992-2010.

3.2. Datos piezométricos

Hemos utilizado los datos de nivel de agua disponibles en 19 pozos de extracción en el periodo 1997-2010. En este periodo, estos campos de pozos han experimentado 3 ciclos de extracción (febrero 1999-marzo 2000, marzo 2002-diciembre 2002, abril 2005-noviembre 2006) seguidos por periodos de recuperación.

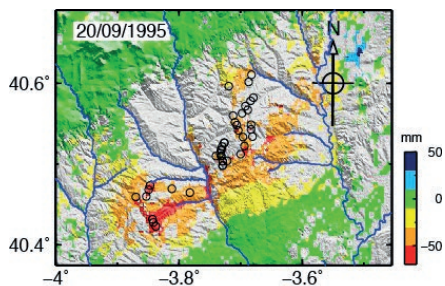


Figura 2. Mapa de deformación para la fecha 20/09/1995 a partir de datos del satélite ERS. Los valores negativos indican subsidencia.

3.3. Estimación del coeficiente de almacenamiento elástico

El coeficiente de almacenamiento elástico se ha estimado utilizando la metodología propuesta por Riley (1969), que consiste en la determinación de la pendiente de la curva esfuerzo-deformación. A partir de este método hemos determinado el S_{ke} en cada pozo, comparando para ello el nivel de agua con los desplazamientos del terreno medidos con la técnica InSAR (Tomás *et al.*, 2010).

3.4. Generación de mapas piezométricos a partir de los datos InSAR

Para crear los mapas piezométricos primero transformamos los mapas de deformación de cada fecha SAR en mapas de nivel de agua, utilizando para ello el coeficiente de almacenamiento promedio (S_{ke}). Estos mapas son posteriormente transformados en mapas piezométricos utilizando un mapa piezométrico

de referencia (para la fecha 29/07/2008), construido a partir de la compilación de los datos piezométricos disponibles. Para crear mapas piezométricos continuos, las estimaciones del nivel de agua en zonas no cubiertas por los datos InSAR se han interpolado usando el método de *kriging* ordinario (Isaaks y Srivastava, 1989).

4. RESULTADOS

4.1. Coeficiente de almacenamiento elástico

La Figura 3 muestra la relación esfuerzo-deformación en 2 de los pozos estudiados. La variación del nivel de agua representa los esfuerzos aplicados y el desplazamiento del terreno representa la deformación vertical sobre

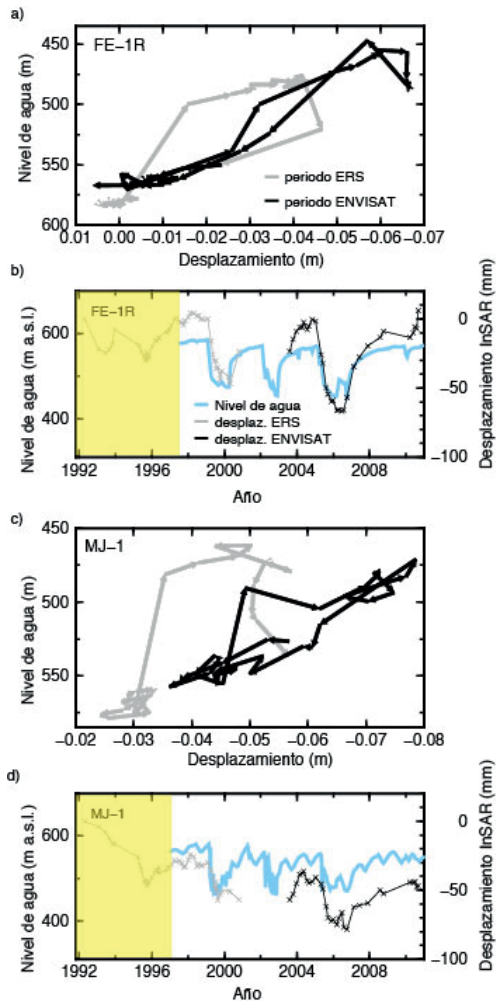


Figura 3. Análisis esfuerzo-deformación para dos pozos: FE-1R (a) y MJ-1 (c). En gris se ha representado la trayectoria realizada a partir de los datos del periodo ERS y en negro a partir de los datos del periodo ENVISAT. Comparación del nivel de agua y de la deformación del terreno en el pozo FE-1R (b) y MJ-1 (d)

el acuífero. Las trayectorias que se obtienen indican que el ATDM se comporta de forma elástica durante el periodo de estudio. Los valores de S_{ke} obtenidos varían entre $2,29 \times 10^{-4}$ y $6,84 \times 10^{-4}$, con un valor promedio de $4,22 \times 10^{-4}$. Estos valores son muy similares a los obtenidos por Ezquerro *et al.* (2014) analizando un intervalo de tiempo más corto, lo que sugiere que el valor de S_{ke} es muy estable e independiente del intervalo temporal considerado,

4.2. Niveles piezométricos

Los valores de S_{ke} estimados se han utilizado para predecir los valores de nivel de agua en todos los pozos en el periodo 1997-2010 y compararlos con los niveles observados. Los valores observados y modelados muestran un buen ajuste, con coeficientes de correlación de Pearson (R) que varían entre 0,65 y 0,92. Los modelos se han estimado utilizando tanto el S_{ke} de cada pozo como el S_{ke} promedio. El error promedio entre las observaciones

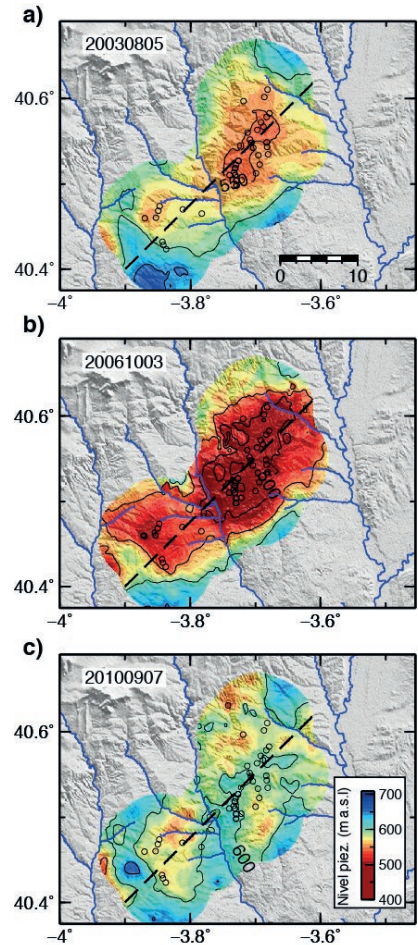


Figura 4. Mapas piezométricos para tres fechas (indicadas en cada mapa).

y el modelo es muy similar (14% para los modelos en los que se ha utilizado el S_{ke} de cada pozo y 16% para los modelos en los que hemos utilizado un S_{ke} promedio) lo que sugiere que se puede usar un S_{ke} promedio para estimar los niveles piezométricos en todos los puntos en los que conocemos la deformación InSAR.

El nivel de agua se ha estimado en todos los puntos con medidas InSAR aplicando el S_{ke} promedio. La Figura 4 muestra los valores estimados sobre el ATDM para diferentes fechas SAR.

5. DISCUSIÓN

En este estudio hemos utilizado 15 años de datos de deformación sobre el ATDM para estimar la evolución espacio-temporal del nivel de agua a lo largo de 3 ciclos de extracción y recuperación en dos campos de pozos. Nuestro análisis de los diagramas de esfuerzo-deformación en los 19 pozos estudiados indica que el sistema acuífero tuvo un comportamiento elástico durante el periodo 1997-2010. Este comportamiento elástico ha permitido modelizar el nivel de agua subterránea en las zonas cubiertas por los datos radar y crear mapas piezométricos continuos para cada fecha SAR. Nuestros resultados muestran que el nivel piezométrico se deprime hasta alcanzar 400 m sobre el nivel mar durante los periodos de extracción en el campo de pozos de Fuencarral (Figura 4b) y se recupera hasta alcanzar el nivel previo a la extracción (~600 m sobre el nivel del mar) durante los periodos de recuperación (Figura 4c).

A partir de los mapas piezométricos se pueden hacer estimaciones de los cambios de almacenamiento experimentados en cada ciclo de extracción y detectar zonas en las que se esté produciendo una pérdida de almacenamiento (Béjar-Pizarro et al., 2017). Este enfoque se puede utilizar en otros acuíferos similares que presenten un comportamiento elástico semejante. Gracias al archivo de imágenes SAR tomadas por diferentes satélites desde los años 90 y a las nuevas imágenes que está adquiriendo la constelación Sentinel de la ESA, este tipo de estudios se podrían llevar a cabo en cualquier acuífero del planeta.

6. BIBLIOGRAFÍA

Béjar-Pizarro M. et al. 2017. Mapping groundwater level and aquifer storage variations from InSAR measurements in the Madrid aquifer, *Central Spain, Journal of Hydrology* (2017), doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.02.011>.

Costantini, M et al. 2008. A new method for identification and analysis of persistent scatterers in series of SAR images. *Geoscience and Remote Sensing Symposium, IGARSS 2008*, Boston, MA, 7–11 July 2008, IEEE International, 2, II-449–II-452, doi:10.1109/IGARSS.2008.4779025.

Ezquerro, P. et al. 2014. A quasi-elastic aquifer deformational behaviour: Madrid aquifer case study, *J. Hydrol.*, 519, 1192–1204, doi:10.1016/j.jhydrol.2014.08.040, 2014.

Fasbender, D. et al. 2008. Bayesian data fusion applied to water table spatial mapping, *Water Resour. Res.*, 44, W12422, doi:10.1029/2008WR006921.

IGME. 2000. Mapa geológico de España, región 534..

Riley, F.S. 1969. Analysis of borehole extensometer data from central California, in: Land subsidence. Proceedings of the Tokyo Symposium: Tokyo, International Association of Hydrological Sciences, Septiembre 1969, editado por: L. J., Tison, *IAHS Publication*, 88, 423-431.

Isaaks, E.H., Srivastava, R.M. 1989. *An Introduction to Applied Geostatistics*. Oxford University Press.

Todd, D.K., Larry, W.M. 2005. *Groundwater hydrology edition*, Wiley, New Jersey.

Tomás, R., et al. 2010. A ground subsidence study based on DInSAR data: calibration of soil parameters and subsidence prediction in Murcia City (Spain). *Eng. Geol.*, 111(1–4), 19-30

Yélamos, J.G., Villarroya Gil, F. 2007. El acuífero terciario detrítico de Madrid: pasado, posibilidades actuales y retos pendientes, *Enseñanzas de las Ciencias de la Tierra*, 15(3), 317-324.

Aplicación de las nubes de puntos LiDAR en la evaluación del impacto sobre la vegetación causado por las infraestructuras de transporte

Martín Forero, L.

INECO, laura.martin@ineco.com, Madrid.

Resumen: El empleo de nubes de puntos LiDAR es una herramienta de gran valor para la evaluación de impactos sobre el medio vegetal en proyectos de infraestructuras. En fases preliminares, en donde todavía no se ha realizado trabajo de campo, ha permitido discriminar alternativas en función del impacto sobre la vegetación en zonas especialmente sensibles gracias a la utilización de este tipo de herramienta. Los sensores LiDAR de tipo activo están basados en la emisión de pulsos de luz láser que miden de forma precisa el tiempo de retorno al sensor pudiendo calcular la distancia que separa a éste de la superficie terrestre. El primer pulso láser devuelto se asocia con la entidad más grande como la copa de un árbol; las devoluciones intermedias se utilizan para la estructura de la vegetación y la última devolución, para el suelo desnudo. La utilización de datos LiDAR para el análisis del impacto sobre la vegetación se ha llevado a cabo en dos tipos de estudio: en un estudio de impacto ambiental de una infraestructura tipo ferrocarril de alta velocidad y en un estudio ambiental sobre la vulneración de masas arbóreas de las superficies limitadoras de obstáculos en aeropuertos. En los dos casos se pudo cuantificar el impacto de las diferentes alternativas sobre ejemplares arbóreos concretos. Los resultados obtenidos fueron validados posteriormente durante el trabajo de campo; además, permitieron establecer proyecciones futuras sobre el crecimiento potencial de los individuos en función de las estadísticas de los resultados. Por tanto, este tipo de herramienta resulta muy útil en las primeras fases de análisis de impacto sobre la vegetación ya que se ha verificado que la información que aportan es veraz y ajustada a la realidad.

Palabras clave: LiDAR, nubes de puntos, evaluación de impactos.

Application of cloud of LiDAR points in the assessment of the impact on vegetation caused by transport infrastructures

Abstract: *The use of LiDAR point clouds is a valuable tool for assessing impacts on the natural environment in infrastructure projects. In preliminary stages, where field survey has not yet been carried out, it has been possible to discriminate alternatives depending on the impact on vegetation, particularly in sensitive or protected areas. The active type LiDAR sensors are based on the emission of pulses of laser light that accurately measure the time of return to the sensor and can calculate the distance that separates this from the Earth's surface. The first laser pulse returned is associated with the largest entity as the crown of a tree; The intermediate returns are used for the structure of the vegetation and the last return, for the bare soil. The use of LiDAR data for the analysis of the impact on the vegetation has been carried out in two types of study: in an environmental impact study of a linear infrastructure high speed train type and in an environmental study on the infringement of arboreal masses of the obstacle limiting surfaces at airports. In both cases it was possible to quantify the impact of the different alternatives on concrete tree species. The results obtained were later validated during field survey; In addition, allowed to establish future projections on the potential growth of the individuals according to the statistics of the results. Therefore, this type of tool is very useful in the first phases of analysis of impact on vegetation since it has been verified that the information they provide is truthful and adjusted to reality.*

Keywords: *LiDAR, vegetation, infrastructure.*

1. INTRODUCCIÓN

Recientemente en INECO en el ámbito de diversos estudios se han utilizado las nubes de puntos LiDAR para evaluar el impacto sobre la vegetación de nuevas infraestructuras en fase de diseño o en fase de operación como control y mantenimiento.

Han servido para incluso discriminar en fases preliminares de gabinete las alternativas de trazado de alta velocidad ferroviaria propuestos que al discurrir por áreas protegidas implicaban la tala de ejemplares de gran envergadura y por tanto con importante repercusión ambiental.

En fase de operación ha sido muy fructífera la utilización en el análisis de vulneración por parte de masas

arbóreas de las Superficies Limitadoras de Obstáculos de aeropuertos (Barcelona y San Sebastián). Tanto para cuantificar la vulneración como para el control de calidad y validación del modelo de datos tomados en campo. Los datos LiDAR además permitieron establecer proyecciones futuras sobre el crecimiento potencial de los individuos en función de las estadísticas de los resultados.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Desde el año 2008 el PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea) del Instituto Geográfico Nacional empezó a cubrir el territorio español con el objetivo de obtener nubes de puntos con coordenadas X, Y, Z

realizado con sensores LiDAR (*Light Detection And Ranging*) aerotransportados y con una densidad de 0,5 puntos/m.

Estos sensores de tipo activo están basados en la emisión de pulsos de luz láser que miden de forma precisa el tiempo de retorno al sensor pudiendo calcular la distancia que separa a éste de la superficie terrestre y de los objetos que encuentra a su paso. El primer pulso láser devuelto es el más importante y se asocia con la entidad más grande en el panorama como la copa de un árbol o la parte superior de un edificio (Chuvienco, 2010). Las devoluciones intermedias, en general, se utilizan para el estudio de la estructura de la vegetación, y la última devolución para los modelos de terreno de suelo desnudo. La precisión altimétrica que ofrecen es mejor de 20 cm RMSE Z y además es ortométrica.

Estos puntos son clasificados según el estándar definido por la Sociedad Americana de Fotogrametría y Teledetección (ASPRS) en la que se consideran como atributos los principales valores: 2, Base; 3 vegetación baja; 4 vegetación media; 5 vegetación alta; 6 edificios. Otras categorías restantes son supletorias al propio modelo de datos: ruido, modelo y reservado.

Por tanto, la nube de puntos en un formato original de archivos *.las, permite no sólo conocer el modelado del relieve sino de cualquier elemento que tenga altura, ya sean tendidos eléctricos, puentes, edificios, y por supuesto vegetación.

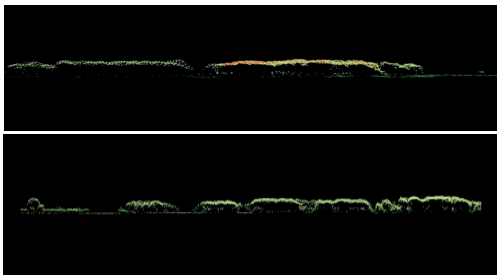


Figura 1 y 2. Perfiles longitudinales de las nubes de puntos utilizadas en la zona protegida de pinar en Can Camins cerca del Delta del Llobregat.

Es importante señalar que los valores “Z” de cada punto, al ser cotas absolutas, necesitan de un modelo digital del terreno que actúe como referencia para que, por diferencia de valores, se pueda obtener la cota relativa y por tanto la altura. Los MDT utilizados han sido también los distribuidos por el PNOA y elaborados a su vez a partir de los mismos datos LiDAR.

Para llevar a cabo estos análisis preliminares se construyeron modelos 3D en GIS que permitieron obtener resultados cuantitativos precisos y cualitativos que en unos casos sirvieron para diseñar las medidas correctoras más oportunas, y en otros, determinar zonas de paso idóneas que minimizaran el impacto.

En uno de los casos donde se evaluaban las distintas alternativas de trazado para un proyecto de alta velocidad ferroviaria, el paso sobre un área concreta del Canal

de Castilla declarado como Bien de Interés Cultural implicaba un impacto irreversible sobre la vegetación. En sus riberas se localizaban chopos que con LiDAR se estimaron que tenían portes de más de 20 m de altura y que al tener la necesidad de construir paso elevado para salvar el canal, era inevitable su eliminación. Unas alternativas fueron descartadas y otras rediseñadas.

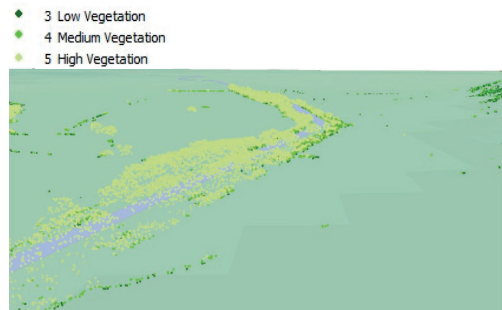


Figura 3. Puntos LiDAR correspondientes a vegetación de ribera del Canal de Castilla (Palencia).

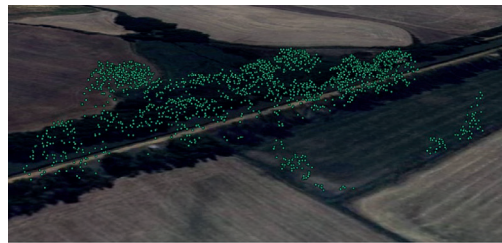


Figura 4. Detalle de los puntos pertenecientes sólo a la clase 5 en la misma zona que la figura 3 sobre ortoimagen.

Otro de los casos fue un estudio pionero en el que se identificaron masas arbóreas que vulneraban las Superficies Limitadoras de Obstáculos (SLO) de los aeropuertos de Barcelona y San Sebastián.

Se realizó un diagnóstico de la situación en la que se encontraba la masa vegetal en el entorno próximo de los aeropuertos pertenecientes a la Red Natura 2000, detectando zonas donde se vulneraban estas SLO establecidas por el Real Decreto 862/2009, de 14 de mayo, por el que se aprueban las normas técnicas de diseño y operación de aeródromos de uso público y se regula la certificación de los aeropuertos de competencia del Estado.

Se construyó un modelo 3D de volumen cerrado delimitado por los planos que fijan las SLO. Tanto los datos de muestreo en campo como los datos LiDAR se implementaron en él y se analizaron mediante herramientas de geoprocésamiento que posibilitaron alcanzar los tres objetivos principales: determinar qué puntos de la clase 5 quedaban incluidos en el interior de este volumen (no vulneración), cuáles excedían estos límites (vulneración) y de éstos últimos cuantificar esa superación.

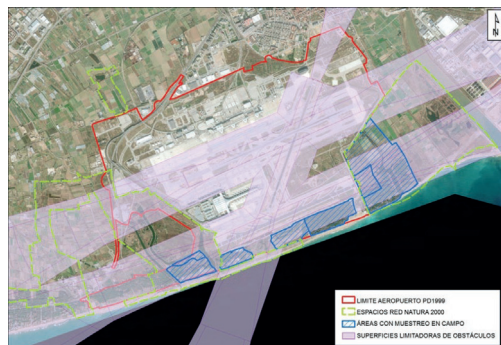


Figura 5. Ámbitos de estudio en el entorno del aeropuerto Barcelona El Prat.

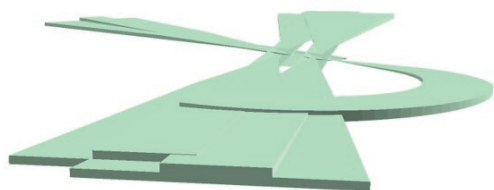


Figura 6. Modelo volumétrico construido en GIS a partir de los planos de Superficies Limitadoras de Obstáculos (SLO) del aeropuerto de El Prat.

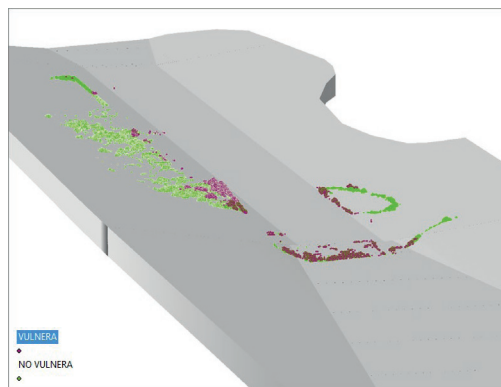


Figura 7. Vulneración de las SLO detectadas en el aeropuerto de San Sebastián.

Según los resultados obtenidos se plantearon una serie de actuaciones a realizar periódica y puntualmente sobre determinados ejemplares de la masa arbórea que asegurasen la supervivencia y que garantizaran el cumplimiento de la normativa vigente en materia de seguridad aérea. Finalmente, todas las medidas protectoras propuestas sobre las masas arbóreas

estudiadas se sintetizaron en un Plan de Gestión Forestal del arbolado para cada aeropuerto.

3. RESULTADOS

Los archivos de nubes de puntos están formados por millones de elementos que hacen compleja y lenta su utilización. Como ejemplo señalar que para el estudio del aeropuerto de El Prat se procesaron 21 archivos con un total de 90.496.306 puntos clasificados y de los cuales se extrajeron sólo los perteneciente a la clase 5 para la evaluación, obteniendo una superficie de 12.228,73 m² de posibles zonas de vulneración. Se verificó en campo la correlación con 188 ejemplares que vulneraban.

Hay que aclarar que los puntos LiDAR no corresponden con puntos de cotas máximas, sino que al proceder de un pulso láser emitido puede regresar al sensor como uno o muchas devoluciones. Esto depende de si encuentra varias superficies de reflejo a medida que viaja hacia el suelo y por tanto puede tener tantas devoluciones como superficies reflectoras existan. Los resultados obtenidos se refieren entonces a superficies de copa y no se pueden interpretar como individuos diferenciados (Chao *et al.*, 2015).

4. DISCUSIÓN

En este tipo de estudios sobre vegetación es imprescindible conocer y tener en cuenta el año de la adquisición de los datos, y más en particular la estación del año. Bien porque según el desfase temporal puede repercutir en que los resultados sean inferiores a los datos recogidos en campo, tanto más cuanto más rápido sea el crecimiento de las especies; o bien por la estacionalidad. Para estudiar mejor los portes arbóreos de especies caducifolias los datos deberían proceder de la época de mayor desarrollo y en el caso de que no sea posible, poner los datos en el contexto de esa estacionalidad en la que se hubieran tomado.

Por otro lado, ha quedado probado que en estos estudios los datos LiDAR son de gran ayuda en el éxito de la toma de datos en campo, permitiendo que este trabajo sea mucho más encauzado, dirigido, y por tanto más eficaz y rentable.

Que los datos LiDAR sirven como control de calidad y validación de los modelos, es una realidad, así como para establecer proyecciones futuras sobre el crecimiento potencial de los individuos en función de las estadísticas. Asimismo, permiten cubrir espacialmente los lugares donde el trabajo de campo sea difícil de llevar a cabo por su inaccesibilidad o elevado coste.

El objetivo de estos estudios ha sido alcanzar un equilibrio sostenible a la hora de llevar a cabo la gestión del entorno próximo de las infraestructuras y por ende minimizar su impacto. Y por otro la evaluación del impacto ambiental en la fase de planificación y diseño de nuevas infraestructuras.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Chao M.E., *et al.* 2015. Cuidar Bosques para Volar Sin Obstáculos *ITransporte*, 55, 16-21.
- Chuvieco, E. 2010. *Teledetección Ambiental. La Observación de la Tierra desde el Espacio*. Ariel.
- Jacob L. *et al.* 2008. LiDAR Inventory and Monitoring of a Complex Forest – *ASPRS Annual Conference*.
- Barrero, G. Aplicación de la Tecnología LiDAR al Seguimiento en la Red de Parques Nacionales. MAPAMA http://www.mapama.gob.es/es/ceneam/grupos-de-trabajo-y-seminarios/red-parques-nacionales/gema-barrero-LiDAR_tcm7-308062.pdf
- Magdaleno Mas F. *et al.* 2006. Aplicación de la Teledetección Láser (LiDAR) en la Caracterización y Gestión del Medio Fluvial. *Ingeniería Civil*, 142. CEDEX.
<http://ambiental.cedex.es/docs/Ingenieria-Civil-142-2006-Aplicaciones-LiDAR.pdf>
<https://www.asprs.org/>
<http://pnoa.ign.es/>

Sentinel 2A en el seguimiento del jacinto de agua en la cuenca media del río Guadiana

Montesinos, S. ⁽¹⁾, Fernández, L. ⁽¹⁾, De Veer, D. ⁽¹⁾, Cifuentes, N. ⁽²⁾

⁽¹⁾ SM GEODIM. Torre Albarrana s/n. 50340 Maluenda, Zaragoza, España. smontesinos@geodim.es

⁽²⁾ Confederación Hidrográfica del Guadiana. Mérida, Badajoz, España. ncifuentes@chguadiana.es

Resumen: *Eichhornia crassipes*, también conocida como Jacinto de agua o camalote, es una especie vegetal acuática originaria de las cuencas Amazónica y del Río de la Plata. Esta planta, como especie invasora, ha colonizado ecosistemas de agua dulce por todo el mundo, convirtiéndose en una amenaza medioambiental en muchos países. Esta comunicación presenta el estudio de su seguimiento y expansión, en el tramo medio de la cuenca del Guadiana, mediante la utilización de imágenes del satélite Sentinel 2A tomadas en los años 2015 y 2016, permitiendo una monitorización continua del tramo del río Guadiana afectado por el desarrollo del Jacinto de agua y facilitando los trabajos de extracción, que requieren de minuciosidad y continuidad, estableciendo las medidas óptimas para su eliminación en tiempo real.

Palabras clave: Sentinel 2A, dron, Especie Exótica Invasora, Jacinto de agua, Cuenca Hidrográfica del Guadiana.

Use of Sentinel 2A in the monitoring of water hyacinth in the Guadiana basin

Abstract: *Eichhornia crassipes*, also known as Water hyacinth, is an aquatic plant native of the Amazon and Rio de la Plata river basins. This plant has colonized freshwater ecosystems all over the world, becoming an environmental threat in many countries. This communication presents the study of the monitoring and evolution of *Eichhornia crassipes*, in the middle section of the Guadiana river basin, through the use of Sentinel 2A satellite images taken in the years 2015 and 2016. These images, allow a continuous monitoring of the section of the Guadiana river affected by the development of the water Hyacinth, and facilitate the extraction process, that requires a thoroughness and continuity, establishing the optimal measures for its elimination in real time.

Key words: Sentinel 2A, UAV, Exotic Invasive Species, Water Hyacinth, Guadiana River Basin.

1. INTRODUCCIÓN

El objetivo de este estudio es analizar las potencialidades del satélite Sentinel 2A (S2A) en la detección temprana, seguimiento y control de Especies Exóticas Invasoras (EEI), como el Jacinto de agua, en la cuenca media del río Guadiana.

Las invasiones biológicas son una de las mayores y crecientes amenazas para la diversidad biológica autóctona y el bienestar humano. En España, las EEI suponen un importante impacto sobre la biodiversidad, la salud pública y la economía (GEIB, 2007).

Eichhornia crassipes, comúnmente conocida como “Jacinto de agua”, “camalote” o “flor de agua”, es una especie invasora de agua dulce, originaria de las cuencas de los ríos Amazonas y Río de la Plata, que ha sido incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, aprobado por Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, y en la lista de las 100 especies invasoras más peligrosas de la Unión Mundial para la Naturaleza (Lowe, 2004), debido a su descomunal potencial colonizador y a ser una amenaza grave para las especies autóctonas. En condiciones de altas temperaturas y escasez de lluvia, en cinco días, es capaz de doblar su biomasa; hasta los 50 kg/m².

Se trata de un hidrófito flotante herbáceo, provisto de abundantes estolones que emiten raíces fasciculadas en los nudos. Florece entre marzo y julio y se reproduce activamente, tanto por semilla como asexualmente. Las

semillas pueden conservar su capacidad germinativa entre 5 y 20 años (Sanz-Elorza *et al.*, 2004).

El rebrote y germinación se da en aguas con temperaturas altas (óptimo entre 15 y 30°C, no soporta temperaturas inferiores a -2°C), elevado contenido en nutrientes (N, P y K) y baja velocidad del flujo de agua (Sanz-Elorza, 2004; Sastroutomo, 1978).

En el año 2005, la invasión del jacinto de agua llegó a ocupar 75 km del cauce del río Guadiana a su paso por la provincia de Badajoz, produciendo una gran alarma social (Cifuentes, 2007). Las medidas que se tomaron para controlar esta invasión (barreras, extracción mecánica y mantenimiento, vigilancia y prevención) resultaron parcialmente satisfactorias, si bien, el objetivo final de su erradicación quedaba lejos, como demuestra la experiencia existente en otros países (GIC, 2005), la agresividad de la especie (Gopal, 1987) que presenta en Badajoz en un tramo de río en movimiento y a las limitaciones que impone la legislación ambiental, con la imposibilidad legal de usar herbicidas dentro del río (GIC, 2006).

Entre 2006 y 2014, el Jacinto de agua ha estado parcialmente controlado manteniendo las medidas que se impusieron en la crisis de 2005. Sin embargo, en el año 2015 se ha producido un rebrote y una germinación de la planta de magnitud similar a la de 2005.



Figura 1. Desarrollo del Jacinto de agua en las proximidades de Mérida (Badajoz).

2. LA TELEDETECCIÓN EN EL SEGUIMIENTO DE ESPECIES INVASORAS

La teledetección es una herramienta indispensable en los programas de seguimiento ecológico de un territorio. Esta técnica supera las limitaciones espaciales, temporales y económicas de un seguimiento convencional basado en trabajo de campo, ampliando la escala, mejorando la visión y aportando un modelo de gestión que lejos de focalizarse en sectores, trabaja los problemas de forma conjunta. Todo esto contribuye al abaratamiento de los costes económicos y a una mayor eficiencia en la gestión integrada de los recursos.

Los estudios de grandes extensiones que presentan fragilidad ambiental, encuentran en la teledetección una herramienta para su observación, permitiendo cuantificar la dinámica temporal de variables con el estado de conservación de los hábitats y la abundancia de las especies presentes (Díaz-Delgado, 2015).

La teledetección ha permitido realizar un seguimiento de gran alcance temporal y espacial de las condiciones del entorno en el que proliferan las especies invasoras. Es el caso de los estudios llevados a cabo sobre el helecho *Azolla filiculoides* en el Parque Nacional de Doñana (Espinar, 2015), donde el uso de los sensores TM y ETM+ a bordo de la serie de satélites Landsat, ha permitido su seguimiento desde 2001 hasta 2011. La integración de esta información con la hidrodinámica, la climatología y la calidad del agua entre otras variables ambientales, ha conseguido relacionar los picos de abundancia de esta especie con la eutrofización.

El seguimiento por teledetección de la vegetación hidrófita, requiere de unas características de resolución espectral que permitan diferenciar entre distintas cubiertas vegetales. En Calviño-Cancela, 2011 han utilizado sensores hiperespectrales aerotransportados en el estudio de especies exóticas invasoras presentes en Parques Nacionales, discerniendo entre especies de plantas con respuestas espectrales muy similares que sensores multiespectrales no son capaces de diferenciar.

En Montesinos (2009), se cartografiaron los macrófitos existentes en el río Ebro, entre Flix y Mora d'Ebre, a partir de sensores multiespectrales embarcados en avión ante la necesidad de mejorar la resolución espacial y temporal que aportaba en aquel momento la teledetección espacial. La misión Sentinel 2 supone una mejora en la resolución espacial y temporal para las regiones observadas. Desde el inicio, los esfuerzos se han centrado en que este satélite diese continuidad a los datos recopilados por otros sensores y cómo podía afectar al cálculo del NDVI la nueva distribución de bandas (D'Odorico, 2013). Además, una alta correspondencia entre los datos tomados por Landsat y Sentinel (Mandanici, 2016), facilita el análisis retrospectivo y comparativo de los mismos.

Si bien existen sensores de mayor resolución espacial que Sentinel 2, éste posee una resolución espectral que lo hace especialmente adecuado para distinguir entre diferentes tipos de cubiertas vegetales (Wai-Tim, 2017).

3. SENTINEL 2A

La misión europea Sentinel 2 consta de 2 satélites para el seguimiento de la vegetación, el suelo y la vigilancia medioambiental. De estos 2 satélites, Sentinel 2, S2A, fue lanzado por la ESA el 23 de junio de 2015, y opera en una órbita sincronizada con el sol con un ciclo de repetición de 10 días. El lanzamiento del satélite gemelo, Sentinel 2B, S2B, se ha realizado en marzo de 2017, con lo que la periodicidad bajará a 5 días. El sensor a bordo de estos satélites es el MSI (*MultiSpectral Instrument*). Las características más importantes de este sensor, en comparación con el de Landsat 8 OLI, son las siguientes (Figura 2):

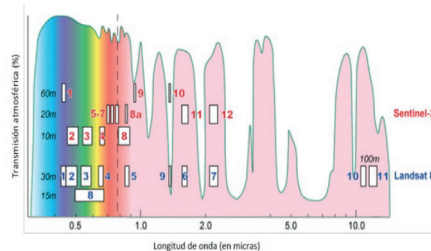


Figura 2. Comparación Sentinel 2 y Landsat 8 (modificado de Kääb, 2016).

- 4 bandas en el visible y el infrarrojo cercano con una resolución espacial de 10 m, en comparación con los 30 m (15 m en pan) de Landsat 8 OLI.
- 6 bandas en el infrarrojo de onda corta con 20 m de resolución, en comparación con los 30m de Landsat.
- El ancho de la traza de Sentinel 2 es de 290 km frente a los 185 km de Landsat 8 OLI.
- La periodicidad de Sentinel 2A es de 10 días frente a los 16 días de Landsat y se convertirá en 5 días a partir de la puesta en marcha de Sentinel 2B.
- Sentinel 2 no lleva ningún sensor en el rango térmico, en contraste con Landsat 8 OLI.

S2A, con una resolución espacial de 10 metros, una resolución temporal de 10 días y una información espectral en el VNIR, permite una monitorización continua del tramo del río Guadiana afectado por el desarrollo del Jacinto de agua.

4. SEGUIMIENTO DEL JACINTO DE AGUA

El tramo del río Guadiana afectado por el Jacinto es de unos 150 km entre los embalses de Zújar y Orellana en el E y el embalse de Alqueva en Portugal (Figura 3).

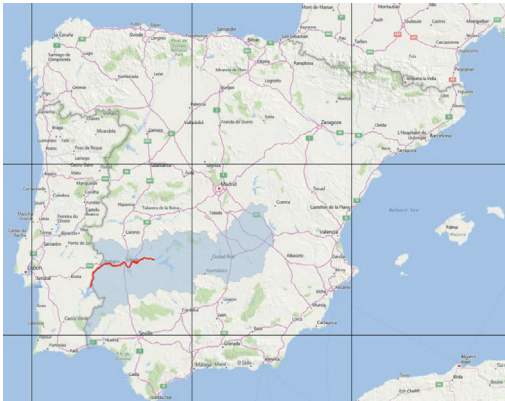


Figura 3. En rojo, localización del tramo del río Guadiana afectado por el Jacinto de agua.

El grado de invasión es muy distinto a lo largo del río por lo que el cauce se ha segmentado en tramos limitados por barreras, artificiales o naturales, para facilitar el seguimiento y control de la EEI.

La combinación de imágenes periódicas con resoluciones espectrales en el infrarrojo próximo, hacen de la teledetección una herramienta útil para la detección, localización y seguimiento de este tipo de especies invasoras, especialmente cuando se desarrollan a lo largo de cientos de kilómetros de río. Además, las imágenes Sentinel suministradas por la Agencia Espacial Europea son gratuitas, lo que reduce significativamente los costes de la detección temprana, cartografía y evaluación de las masas de Jacinto de agua en la cuenca media del Guadiana.

La resolución espacial de S2A equivale a más de 115.000 puntos de observación repartidos por todo el cauce afectado, que cada 10 días nos permite estimar parámetros como el desarrollo vegetativo, la biomasa y la actividad fotosintética del camalote.

Desde las primeras imágenes en agosto de 2015, hasta finales de 2016, Sentinel 2A ha adquirido, con calidad suficiente para los objetivos del estudio, 22 imágenes de las 51 posibles.

A partir de la esqueletización del cauce del río y de la respuesta espectral diferencial del jacinto de agua, para cada una de las fechas, se han calculado índices derivados (IVD), como el krigeado, a partir del clásico NDVI, lo que nos permite obtener información anual e interanual de la localización, extensión y densidad del camalote.

La validación de los IVD se ha realizado mediante contraste con verdad terreno tomada desde dron, con una cámara RGB con resolución centimétrica (Figura 4) de varios tramos dentro del alcance visual del piloto (radio máximo de 500 metros). Hay que hacer notar que gran parte de este tramo del Guadiana se encuentra en espacio aéreo controlado por lo que los vuelos con drones se encuentran limitados a zonas muy concretas.

A partir de esta calibración, se ha determinado un valor de corte en el IVD que nos permite localizar el jacinto de agua a lo largo de los 150 kilómetros de río afectados. Los resultados de esta calibración se han podido contrastar con las ortofotos del PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea) de 25 cm de resolución tomadas en todo el tramo medio durante junio de 2016.

Las imágenes S2A nos permiten no solo cartografiar la extensión del camalote, sino también su vigor y su desarrollo vegetativo, ya que los IVD presentan valores más altos cuanto mayores son estos parámetros (Fig. 5).

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

S2A se ha mostrado como una potente fuente de datos para el seguimiento del Jacinto de agua en el tramo medio del río Guadiana. Su resolución espacial nos permite contar con píxeles suficientes en un río con un ancho muy variable (entre 30 y 350 m). Su resolución espectral se complementa con la espacial y, nos permite calcular índices de vegetación derivados a partir de los cuales determinar parámetros como la extensión, el vigor y la evolución de la EEI.

La resolución temporal de S2A, que potencialmente es de 10 días, queda reducida un 60%, por la cobertura nubosa de las imágenes y por problemas de adquisición. Esta limitación va a quedar resuelta con la puesta en marcha de S2B.

Dentro de las estrategias de gestión, control y posible erradicación que propone el artículo 16 del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, Sentinel 2 nos va a ayudar en:

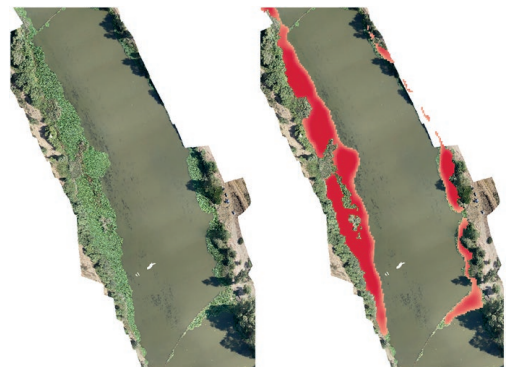


Figura 4. Izq., imagen RGB tomada desde dron el 5 de agosto de 2016. Dcha., en rojo, IVD obtenido de la imagen S2A de la misma fecha, donde se cartografía el desarrollo vegetativo del camalote.



Figura 5. Evolución del camalote en un tramo en 2016.

Análisis de riesgos; Análisis de las vías de entrada; Medidas de actuación y definición de la estrategia a seguir; Distribución y abundancia; Coordinación de actuaciones; Actuaciones de seguimiento de la eficacia de aplicación de la estrategia; Actuaciones de sensibilización y educación ambiental sobre la problemática de las EEI. En la actualidad, se está trabajando en la búsqueda de correlaciones con la temperatura del agua calculada a partir de los datos térmicos aportados por las series de satélites Landsat y calibrados con las estaciones SAICA de la cuenca y con la existencia de focos (puntos con aparición frecuente) con objeto de diseñar actuaciones preventivas que minimicen el desarrollo del camalote.

6. BIBLIOGRAFÍA

Calviño-Cancela, M., Méndez-Rial, R., Reguera-Salgado, J., Martín-Herrero, J. 2011. Teledetección de especies invasoras son espectroscopía de imagen en ultraligero. *Proyectos de investigación en parques nacionales*, 207-217

D'Odorico, P., Gosamo, A., Damm, A., Schaeppman, M. 2013. Experimental Evaluation of Sentinel-2 Spectral Response Functions for NDVI TS Continuity in *IEEE Transactions on Geoscience & Remote Sensing*.

Espinar, J.L., Díaz-Delgado, R., Bravo-Utrera, M.A., Vilà, M. 2015. Linking Azolla filiculoides invasion to increased winter temperatures in Doñana marshland (SW Spain). *Aquatic Invasions*, 10, 17-24.

GIC, Grupo de Investigación en Biología de la Conservación de la Universidad de Extremadura 2005. Informe sobre Usos del Jacinto de agua. *Confederación Hidrográfica del Guadiana*, 119.

GIC, Grupo de Investigación en Biología de la Conservación de la Universidad de Extremadura. 2006. Informe sobre el estudio de las posibles relaciones entre las plagas de camalote en el tramo medio del Guadiana (España) y en las desembocaduras del Tajo, Sado y Soraia (Portugal). *Confederación Hidrográfica del Guadiana, Ministerio de Medio Ambiente, Badajoz*, 18.

Cifuentes, N., Hurtado, A., Ruiz Téllez, T. 2007. Lucha integral contra la plaga del Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) en el tramo medio del río Guadiana. In GEIB (ed. 2007). Invasiones biológicas: un factor de cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2006". *GEIB, Serie Técnica n° 3*, 280.

Díaz-Delgado, R., Aragonés, D., Afán, I., Bustamante, J. 2015. A synoptic turbidity index for the Guadalquivir River with Landsat TM and ETM+ images: the turbiperiod, in: *Fourth Recent Advances in Quantitative Remote Sensing*. Universitat de València, Torrent, Valencia., pp. 195-198.

GEIB, Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (eds.) 2007. Invasiones biológicas: un factor de cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras, *GEIB, Serie. n° 3*, 280.

Gopal, B. 1987. *Water Hyacinth*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam. 599.

Kääb, A., Winsvold, S.H., Altena, B., Nuth, C., Nagler, T., Wuite, J. 2016. Glacier Remote Sensing Using Sentinel-2. Part I: Radiometric & Geometric Performance. *Remote Sens.*, 8, 598.

Lowe, s., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorte, M. 2004. 100 de las especies invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. *Grupo especialista de EEI*, 12.

Mandanici, E., Bitelli, G. 2016. Preliminary Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 Imagery for a Combined Use. *Remote Sens.*, 8, 1014.

Montesinos, S., Bea, M., Durán, C., Losada, J.A. 2009. Determinación de macrófitos en el río Ebro entre Flix y Mora d'Ebre mediante técnicas de teledetección. *XIII Congreso Internacional de Teledetección*. ISBN: 978-84-613-4257-0, 137-140.

Sanz-Elorza, M., Sánchez, D., Sobrino Vesperinas, E. (eds.) 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. *Dirección General para la Biodiversidad*. Madrid. 384.

Sastroutomo, S., Ikusima, I., Numata, M. 1978. Ecological studies of water hyacinth with special emphasis on their growth. *Japanese Journal of Ecology*, 28, 191-197.

Wai-Tim, N, Rima, P., Einzmann, K., Immitzer, M., Atzberger, Cl., Eckert, S. 2017. Assessing the Potential of Sentinel-2 and Pléiades Data for the Detection of Prosopis and Vachellia spp.in Kenya. *Remote Sens.*, 9, 74.

Evolución de la cobertura vegetal del Parque Nacional del Teide mediante el procesamiento de datos de teledetección multiplataforma

Marcello, J. ⁽¹⁾, Padrón, Y. ⁽¹⁾, Martín-Esquivel, J. L. ⁽²⁾, Rodríguez, D. ⁽¹⁾, Eugenio, F. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Instituto de Oceanografía y Cambio Global, IOCAG. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, ULPGC.

Campus de Tafira. 35017 Las Palmas de Gran Canaria.

javier.marcello@ulpgc.es, yoelpg91@gmail.com, dionisio.rodriguez@ulpgc.es, feugenio@dsc.ulpgc.es

⁽²⁾ Parque Nacional del Teide. Cabildo de Tenerife. C/ Dr. Sixto Perera Gonzalez, nº25, El Mayorazgo. Villa de La Orotava. Tenerife. jmaresqu@gobiernodecanarias.org

Resumen: El objetivo de este trabajo ha sido analizar la evolución de la cobertura vegetal del Parque Nacional del Teide mediante el uso de imágenes de teledetección. El análisis de cambios se ha realizado a dos escalas: a media resolución usando datos Landsat y a muy alta resolución, para zonas específicas, mediante la combinación de ortofotos aéreas y datos del satélite Worldview-2. En media resolución, se han hecho 2 análisis, uno en primavera con un recorrido temporal de 30 años (1984 a 2014) y otro en otoño (1987 a 2015). De otra parte, se seleccionaron 3 zonas del Parque (zonas norte, centro y sur) y se estudió la dinámica vegetal a muy alta resolución espacial, durante un periodo de 47 años, a partir de ortofotos aéreas de 1964, 1985 y 1996 y de una imagen de satélite del 2011. Tras un estudio comparativo de diferentes técnicas de pre-procesado e índices de vegetación se obtuvo la metodología adecuada para la estimación de la cobertura vegetal y su variabilidad. Se ha constatado un aumento de la vegetación en el Parque a nivel global, salvo en localizaciones específicas. El estudio de alta resolución demuestra incrementos de vegetación en algunas zonas y pérdida en otras, asociado principalmente a la expansión del *Pteroccephalus lasiospermus* y la *Descurainia bourgeauana* y a la mortalidad de cierta población de *Spartocytisus supranubius*.

Palabras clave: Landsat, WorldView-2, NDVI, MSAVI, detección de cambios.

Evolution of the Teide National Park vegetation covers through the processing of multi-platform remote sensing data

Abstract: The objective of this work was to analyze the evolution of the vegetation covers of Teide National Park through the use of remote sensing data. The analysis of changes has been carried out on two scales: at medium resolution using Landsat data and at very high resolution, for specific zones, by means of the combination of aerial orthophotos and the data of the Worldview-2 satellite. In the medium resolution, two analyzes were carried out, one in spring covering a 30-year timeframe (1984 to 2014) and one in autumn (1987 to 2015). On the other hand, 3 areas of the park (north, center and south zones) were selected and the plant dynamics were studied in a very high spatial resolution during a period of 47 years, using aerial orthophotographs of 1964, 1985 and 1996 and a satellite image of 2011. After a comparative study of different pre-processing techniques and vegetation indices, the appropriate methodology was obtained for the estimation of the vegetation cover and its variability. In summary, there has been an increase in the Park vegetation at global level, except in specific locations. The high resolution study shows increases in vegetation in some areas and loss in others, mainly associated with the expansion of *Pteroccephalus lasiospermus* and *Descurainia bourgeauana* and the mortality of a certain population of *Spartocytisus supranubius*.

Keywords: Landsat, WorldView-2, NDVI, MSAVI, change detection.

1. INTRODUCCIÓN

España el país con la mayor biodiversidad de Europa según el último estudio realizado por la Unión Europea relativo a la Red Natura 2000 (Europarc, 2014). Estas zonas naturales son fundamentales para la conservación de la biodiversidad y proporcionan beneficios para la salud y, también, son fuente de empleo verde. Sin embargo, para desarrollar todo su potencial es preciso gestionarlas eficazmente, con mecanismos de seguimiento y evaluación adecuados. En este contexto, la disponibilidad de datos de sensores remotos ha convertido a la teledetección en una herramienta eficaz de apoyo a los gestores medioambientales (Purkins y Kelmas, 2011).

Así, el objetivo de este estudio ha sido analizar los efectos que ha producido el cambio climático, la presión antrópica y las diferentes normativas de protección en la evolución de la cobertura vegetal del Parque Nacional del Teide mediante el uso de imágenes de teledetección de alta y media resolución.

2. METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN

2.1. Área de Estudio

La zona de estudio ha sido el Parque Nacional del Teide en Tenerife, declarado en 1954 como Parque Nacional y en 2007 Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO. Es considerado un lugar emblemático debido a su biodiversidad

y al elevado número de plantas endémicas existentes. Sin embargo, en las últimas décadas, los responsables de conservación del Parque han observado un aumento de la temperatura media, así como un elevado incremento de la población de conejos, que están provocando cambios considerables en la distribución de las diferentes especies vegetales. Se ha detectado, entre otros efectos, una disminución de la retama del Teide (*Spartocytisus supranubius*) y un aumento acusado de la población de rosalillo de cumbre (*Pteroccephalus lasiospermus*) o hierba pajonera (*Descurainia bourgeauana*). Por este motivo se ha decidido hacer un estudio de la variación de la cobertura vegetal en las últimas décadas.



Figura 1. Vista panorámica del P. N. del Teide.

2.2. Datos

El análisis de cambios en la cobertura vegetal se ha realizado a dos escalas: media y alta resolución.

Dado que es necesario disponer de datos con un largo recorrido temporal, para el estudio a media resolución se ha elegido la plataforma Landsat. En concreto, se han hecho 2 análisis de cambios independientes en distintas estaciones del año para validar los resultados o analizar el posible efecto de la vegetación estacional. Se han utilizado las imágenes más antiguas disponibles del Parque de forma que se ha hecho un estudio de cambios en primavera, abarcando un total de 30 años, y otro de 28 años en otoño. Las imágenes seleccionadas han sido las siguientes:

- Landsat-5: 9 de junio de 1984
- Landsat-8: 12 de junio de 2014
- Landsat-5: 9 de noviembre de 1987
- Landsat-8: 6 de noviembre de 2015

Para el estudio de alta resolución se combinaron antiguas ortofotos aéreas (1964, 1985 y 1996) con una imagen reciente del satélite Worldview-2 (2011).

Además, para el ajuste de umbrales y la selección de regiones de entrenamiento y evaluación, se han utilizado datos obtenidos en una campaña de radiometría de campo realizada durante 2015 e información proporcionada por los responsables del Parque. Específicamente, las regiones identificadas sobre las imágenes Landsat consistieron en zonas de vegetación con diferentes niveles de densidad.

2.3. Preprocesado de las imágenes satelitales

La energía captada por cada una de las bandas espectrales sufre una serie de alteraciones antes de llegar al sensor. En consecuencia, es necesario realizar correcciones para minimizar estas alteraciones, de forma que los valores de energía de cada píxel se asemejen, geométrica y radiométricamente, a la verdadera energía radiante en

el momento de la recogida de los datos en la superficie terrestre.

Así, ha sido necesario aplicar las técnicas de corrección radiométrica, atmosférica y topográfica a las imágenes (Hantson *et al.*, 2011). Tras la calibración radiométrica se obtuvieron los valores de radiancia a partir de los niveles digitales de cada una de las bandas de la imagen multispectral y, seguidamente, se generaron los valores de reflectividad. A continuación, se aplicó el algoritmo de corrección atmosférica FLAASH (ITT, 2009), tras una evaluación exhaustiva analizando las prestaciones de distintos algoritmos (FLAASH, ATCOR, 6S, QUAC y DOS), comparativamente con datos simultáneos de un espectro-radiómetro de campo, tanto FLAASH como 6S demostraron ser los más fiables (más información en Marcello *et al.*, 2016). Finalmente, para la ortorectificación se utilizaron ficheros RPC y un modelo digital de elevación del terreno.

2.4. Índices de vegetación

Los índices de vegetación se basan en la diferencia de reflectancia que la vegetación verde muestra en las bandas del visible (reflectancia habitualmente inferior al 10%) respecto a las del infrarrojo cercano (reflectividad alrededor del 50-60%). Existen multitud de índices (Omer *et al.*, 2016), aunque en el estudio se han considerado los más adecuados para la zona de estudio y los canales disponibles del satélite.

El NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) es uno de los índices más antiguos y utilizados. Se basa en los valores de las bandas del rojo e infrarrojo. Así, al usar las regiones de mayor absorción de la clorofila y de mayor reflectancia asociada a la estructura vegetal, hace que sea robusto en una amplia gama de condiciones. Sin embargo, han surgido otros índices como el EVI (*Enhanced Vegetation Index*) que, utilizando también la banda azul, pretende corregir las señales de suelo y reducir las influencias atmosféricas, incluyendo la dispersión de aerosoles. De otra parte, en entornos áridos o semi-áridos es recomendable utilizar el índice MSAVI-2 (*Modified Soil Adjusted Vegetation Index 2*) que intenta abordar algunas limitaciones del NDVI cuando cierta cantidad de suelo afecta a la reflectividad de las cubiertas vegetales (Theau *et al.*, 2010).

2.5. Análisis temporal de la variación de la cobertura vegetal

Dado que el Parque Nacional del Teide contiene tanto zonas de densa vegetación forestal como otras compuestas por especies arbustivas más dispersas, el análisis se ha basado en el cálculo de 3 índices de vegetación.

Específicamente, se evaluaron los índices NDVI, EVI y MSAVI-2. Los resultados fueron similares para los tres casos y, por tanto, en este trabajo únicamente se detallan los resultados obtenidos por MSAVI-2 al ser, a priori, el indicador más fiable en zonas con vegetación dispersa y de baja densidad, como sucede en la mayoría de la superficie del Parque (Marcello *et al.*, 2012).

Una vez obtenidas las imágenes a partir de los índices de vegetación, se analizaron los cambios de forma cualitativa, mediante la composición en falso color

generada asignando la imagen más antigua de vegetación al canal rojo y la más reciente a los canales azul-verde. Para el análisis cuantitativo se umbralizaron los índices en cada imagen, tras obtener los umbrales a partir de la selección de multitud de píxeles de vegetación y suelo en las diferentes zonas del Parque, para así obtener la superficie de vegetación en cada fecha y seguidamente calcular la imagen diferencia.

En el estudio de muy alta resolución se compararon los mapas de vegetación obtenidos a partir de la umbralización de las ortofotos y la imagen Worldview-2. Los umbrales se seleccionaron, igualmente, a partir de los valores de los índices para píxeles de vegetación y suelo.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Análisis a media resolución

A continuación, se presentan únicamente los resultados del estudio realizado usando las imágenes de junio de 1984 y 2014, aunque los resultados para otoño son bastante similares.

Análisis visual

El índice de vegetación MSAVI-2 en las diferentes fechas se presenta coloreado en la Figura 2 (cuanto mayor sea el vigor vegetal más verdoso es el color). De otra parte, en la Figura 3 (a) se muestra el mapa de cambios, a partir de la composición en falso color, usando los índices en las 2 fechas. Tras el análisis visual se aprecia que, en general, la zona suroeste del Parque ha sufrido una disminución (tonos rojizos), mientras que en las zonas norte y este han experimentado un incremento de vegetación (tonos azulados), posiblemente a causa del aumento de las temperaturas y la gran expansión de especies como el rosalillo o la pajonera.

En la Figura 3 (a), las manchas rojas más intensas localizadas al norte se corresponden con pérdidas asociadas a los efectos del incendio de 2007.

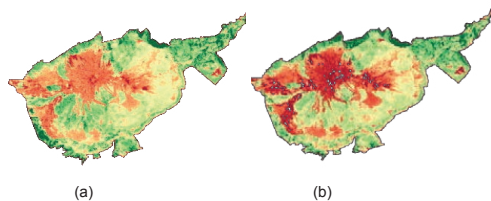


Figura 2. Índices MSAVI-2 coloreados: (a) Junio de 1984 y (b) Junio de 2014.

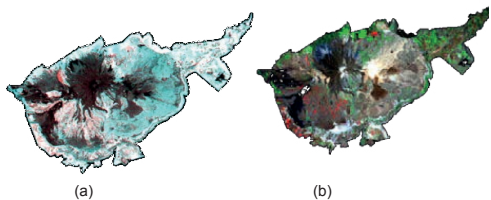


Figura 3. Mapas de cambios entre junio de 1984 y 2014 usando MSAVI-2: (a) composición en falso color usando los índices y (b) mapa tras la umbralización.

Análisis cuantitativo

Tras umbralizar adecuadamente los índices de vegetación se obtienen los mapas de distribución vegetal para cada fecha. En la Figura 3 (b) se presenta la cartografía de cambios a partir de la diferencia de los índices umbralizados en 1984 y 2014. El color verde indica un aumento de la vegetación mientras que el rojo una disminución. Se aprecian claramente las zonas al norte afectadas por el incendio de 2007 y aquellas áreas donde la vegetación ha experimentado un crecimiento tras las tres décadas analizadas.

A partir de los datos MSAVI-2 umbralizados se puede estimar que el aumento neto de cubierta vegetal en 30 años ha sido de aproximadamente 8 km². En cualquier caso, hay que tener en cuenta que la resolución espacial (30 m para los sensores TM y OLI) no es la más adecuada para abordar el estudio en esta zona, donde la vegetación bastante dispersa y, además, la selección del umbral puede afectar ligeramente al resultado. Desafortunadamente, no existe otra fuente de información posible a partir de datos de satélite.

3.2. Análisis a alta resolución

Para el estudio realizado usando datos de muy alta resolución se seleccionaron 3 zonas representativas del Parque Nacional del Teide. Así, se eligieron diversas parcelas en las zonas norte, centro y sur, dada la variabilidad climática que presenta el Parque. A continuación se presentan algunos resultados de la zona norte.

Análisis visual

En la Figura 4 se muestran las imágenes originales y umbralizadas para una de las parcelas de la zona norte (Llano de la Maja) en las distintas fechas. Se aprecia un aumento de la vegetación (retamas) en las primeras décadas para concluir con una pérdida considerable de la población de retamas en los últimos años.

Análisis cuantitativo

A modo de ejemplo, en la Figura 5 se incluye la evolución de la superficie de vegetación en las cinco parcelas seleccionadas en la zona norte. En general, se aprecia un aumento importante en las primeras dos décadas (1964 a 1985) para luego pasar a un crecimiento más moderado o estabilización en la siguiente década (1985 a 1996). Finalmente, en los últimos quince años (1986 a 2011) la tendencia cambia, de forma que se observa una evidente pérdida de cobertura vegetal.

4. CONCLUSIÓN

Este trabajo ha abordado el estudio de la variabilidad de la cobertura vegetal del Parque Nacional del Teide usando datos de teledetección y técnicas de procesado digital de imágenes. El análisis se ha realizado tanto a media resolución, usando datos Landsat, como a muy alta resolución para zonas específicas del Parque, mediante la combinación de ortofotos aéreas y datos del satélite Worldview-2. Los responsables de conservación

del Parque han analizado los resultados y extraído las conclusiones en cuanto a variabilidad de las especies.

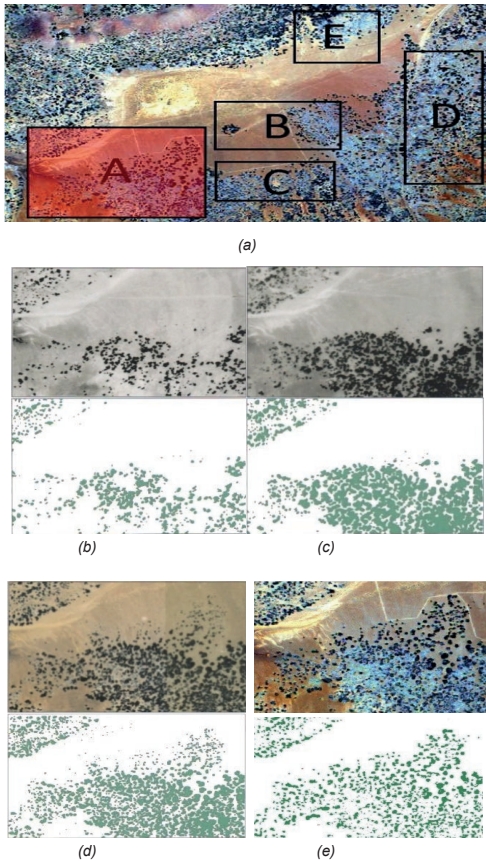


Figura 4. (a) Parcelas del Llano de la Maja. Dinámica en la parcela A: (b) 1964, (c) 1985, (d) 1996 y (e) 2011.

En media resolución se han hecho 2 análisis (primavera y otoño) abarcando aproximadamente tres décadas. De forma global se ha constatado un incremento en las cubiertas vegetales, especialmente en las zonas norte y este del Parque donde, posiblemente la causa sea la proliferación de especies herbáceas como el rosalillo de cumbre y la hierba pajonera. También se aprecia el avance de los pinares en las zonas más limítrofes del Parque. Específicamente, el aumento de la vegetación entre los años 1984 y 2014 puede estimarse en aproximadamente 8 km². Contrariamente, se observa una pérdida en zonas al norte afectadas por el incendio de 2007 y en ciertas áreas de la vertiente suroeste.

De otra parte, se seleccionaron 3 zonas del Parque (zonas norte, centro y sur) y se estudió la dinámica vegetal a muy alta resolución espacial en diversas parcelas, durante un periodo de 47 años. El estudio de alta resolución demostró incrementos de vegetación en algunas zonas y pérdida en otras, asociado principalmente a la expansión del *Pterocophalus lasiospermus* o la *Descurainia*

bourgeauana y a la más reciente mortalidad de cierta población de *Spartocytisus supranubius*.

Actualmente se está trabajando en el uso de datos multispectrales e hiperespectrales de alta resolución para generar cartografía de especies vegetales y analizar el estado de salud de especies como la retama del Teide.

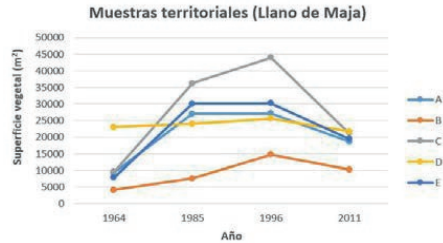


Figura 5. Evolución de la cobertura vegetal en diferentes parcelas del Llano de la Maja.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del proyecto ARTEMISAT-2 (CTM2016-77733-R).

6. BIBLIOGRAFÍA

- Europarc-España. 2014. *Anuario 2013 del estado de las áreas protegidas en España*. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid.
- ITT Visual Information Solutions. 2009. Atmospheric Correction Module: QUAC and FLAASH User's Guide. Version 4.7.
- Hantson, S., Chuvieco, E., Pons, X., Domingo, C., Cea, C. Moré, G. Cristobal, J., Peces, J.J., Tejeiro, J.A. 2011. Cadena de pre-procesamiento estándar para las imágenes Landsat del Plan Nacional de Teledetección. *Revista de Teledetección*, 36, 51-61.
- Marcello, J., Eugenio, F. y Medina, A. 2012. Analysis of regional vegetation changes with medium and high resolution imagery, *SPIE Remote Sensing Europe, Edinburgh*, 2012.
- Marcello, J., Eugenio, F., Perdomo, U. y Medina, A. 2016. Assessment of Atmospheric Algorithms to Retrieve Vegetation in Natural Protected Areas using Multispectral High Resolution Imagery. *Sensors*, 16(10), 1624.
- Omer, G., Mutanga, O., Abdel, E., Adam, E., 2016. Empirical Prediction of Leaf Area Index (LAI) of Endangered Tree Species in Intact and Fragmented Indigenous Forests Ecosystems Using WorldView-2 Data and Two Robust Machine Learning Algorithms. *Remote Sensing*, 8, 324.
- Purkins, S., Klemas, V. 2011. *Remote Sensing and Global Environmental Change*. John Wiley & Sons, Oxford.
- Theau, J., Sanker, T., Weber, K. 2010. Multi-sensor Analyses of Vegetation Indices in a Semi-arid Environment. *GIScience & Remote Sensing*, 47(2).

Teledetección y geomática aplicada al monitoreo de los recursos forestales nativos en el ámbito de la defensa

Cuello, A. R. ^(1,2), Antes, M. E. ^(1,2), Ortone Lois, A. S. ^(1,3)

⁽¹⁾ Centro de Sensores Remotos, FAA, Belisario Roldán 4511, (1425) C.A.B.A., Argentina.

⁽²⁾ Programa de Desarrollo e Investigación en Teledetección y SIG, UNLu,
Ruta 5 y Avenida Constitución, (6700) Luján, Buenos Aires, Argentina.
alfredo.cuello@gmail.com, selperargentina@gmail.com

⁽³⁾ Facultad Regional Haedo, UTN, Paris 532, (1706) Haedo, Buenos Aires, Argentina.
ailin.ortone@gmail.com

Resumen: El presente trabajo se enmarca dentro de un proyecto, que plantea el desarrollo, análisis y validación de metodologías basadas en técnicas de Teledetección y Sistemas de Información Geográfica (SIG), cuya línea de investigación está relacionada al monitoreo de bosques nativos. El área de estudio seleccionada, para esta primera etapa, correspondió al Campo Instrucción “Puerto Península”, bajo jurisdicción del Ejército Argentino y actual Reserva Natural de la Defensa y a áreas aledañas. La misma está localizada en la provincia de Misiones, Argentina y corresponde a la ecorregión de la Selva Paranaense. El objetivo fue obtener información temática en torno a las áreas de bosques nativos que sirva de base para la elaboración de proyectos de manejo y conservación del patrimonio forestal. A partir de la utilización de imágenes correspondientes al satélite Sentinel 2A/MSI (*Multi Spectral Instrument*) y al Sentinel 1A/ SAR (*Synthetic Aperture Radar*), se aplicaron técnicas de clasificación supervisada a la imagen óptica y a la compuesta por datos ópticos y bandas texturales derivadas de los datos radar. Esta última dio como resultado una mejor precisión en la clasificación con respecto a la imagen óptica, en las clases de vegetación de selva. Resulta importante la posibilidad local de adquisición de imágenes satelitales, ya que la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) a través de su Plan Espacial ha permitido recibir datos de diversos Programas Espaciales, integrándose a otras agencias espaciales, aumentando su banco de datos e incorporando nuevos sensores activos de microondas.

Palabras clave: bosques nativos, Defensa, teledetección, radar, multisensores.

Remote sensing and geomatics applied to native forest resources monitoring in the field of defense

Abstract: *The present paper is part of a project, which purpose is to develop, analyse and validate methodologies based on Remote Sensing and Geographic Information Systems (GIS) skills. Its line of research is focused on the development of monitoring methods for native forests. The study area selected for this first part of the project is “Puerto Península” Instruction Field, a Nature Reserve of Defense under the jurisdiction of the Argentine Army and the surrounding area. It is located in Misiones province in Argentina and belongs to the Selva Paranaense ecoregion. The major approach is to obtain thematic information of native forests in order to provide the baseline for the elaboration of forest management and conservation projects. Sentinel 2A/MSI (Multi Spectral Instrument) and Sentinel 1A/ SAR (Synthetic Aperture Radar) images were used. A supervised classification algorithm was performed over the optical image and an image composed of optical data and textures bands from the radar. This last image has shown better accuracy results, in rainforest thematic classes. The possibility of acquiring satellite images locally is particularly important, since the National Space Activities Commission (CONAE), through its Space Plan, has been able to receive data from various Space Programs in cooperation with other space agencies, increasing its data bank and incorporating new active microwave sensors.*

Keywords: *Native forests, Defense, remote sensing, radar, multisensor.*

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques cumplen funciones esenciales en el ecosistema, brindando hábitat a la fauna silvestre, protegiendo a los suelos de la erosión, reciclando nutrientes, capturando carbono y regulando las cuencas hidrográficas, entre otras funciones. La República Argentina posee aproximadamente 30 millones de has de bosque nativo, las que han sufrido un importante proceso de cambio del uso de la tierra en los últimos años debido principalmente al avance de la frontera agropecuaria. Las Fuerzas Armadas tienen asignados en uso y administración, inmuebles del Estado Nacional en los cuales existen importantes superficies de bosques nativos.

La información sobre recursos naturales forestales y de ambientes asociados, es fundamental para establecer políticas de acción que optimicen las funciones y actividades relacionadas a la conservación y el aprovechamiento económico de tales recursos, así como a su control y fomento, logrando un manejo sostenible (Antes *et al.*, 2014).

El avance tecnológico de los últimos tiempos, hace posible una gran disponibilidad de información de distintos tipos de sensores, procesos y algoritmos y la obtención de una variedad de productos (Antes *et al.*, 2014).

La interpretación y análisis de los productos de sensores remotos permite realizar de manera más eficiente la ejecución, seguimiento y evaluación de proyectos

optimizando el aprovechamiento de los recursos y su sostenibilidad (Arias Duarte *et al.*, 2010).

Este trabajo se basa en la utilización de imágenes multisensores correspondientes al satélite Sentinel 2A/MSI y al Sentinel 1A/SAR, considerando para la clasificación, bandas texturales derivadas de este último, dado que diferentes estudios han corroborado que incluyendo datos texturales conjuntamente con los espectrales se mejora la precisión de la clasificación (Presutti, 2004).

El uso de los datos conjuntos, Sentinel 1 y 2, según Cian (2016), permite una mayor precisión y la posibilidad de actualizar los mapas con mayor frecuencia.

El objetivo principal de este trabajo, es generar cartografía temática de diferentes cubiertas naturales, en áreas de bosques nativos bajo jurisdicción del Ministerio de Defensa y áreas aledañas, a través de la utilización de imágenes ópticas y radar.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio abarca la Reserva Natural de la Defensa de Puerto Península (área militar y reserva natural argentina) y zonas aledañas, donde la selva original se ve alterada por usos antrópicos tales como agricultura, forestación implantada y áreas urbanas.

La Reserva propiamente dicha comprende aproximadamente 6900 ha de tierra asignadas para el uso y administración del Ejército Argentino, corresponde a la Ecorregión de la Selva paranaense.

El área se encuentra localizada en los departamentos Iguazú y General Manuel Belgrano, de la Provincia de Misiones, entre 25° 31' 35,66" S, 54° 40' 26,72" W y 26° 09' 42,13" S, 53° 54' 5,48" W (Figura 1).

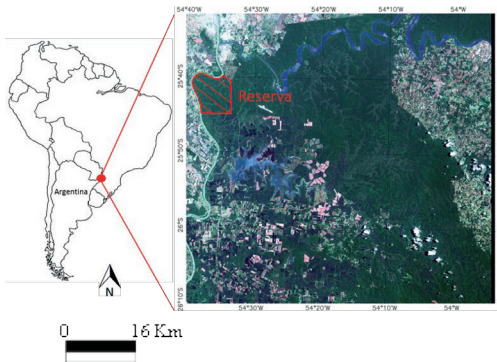


Figura 1. Localización del área de estudio.

La Selva paranaense está representada por dos distritos: Distrito de las Selvas Mixtas, que ocupa la mayoría del territorio, y Distrito de los Campos. La vegetación clímax del distrito Selvas Mixtas, según Cabrera (1976), está constituida por cuatro comunidades climáticas: Selvas de “Laurel” (*Nectandra saligna*) y “Guatambú” (*Balfourodendron riedelianum*) que corresponde a la mayor parte del distrito; Selvas de “Laurel”, “Guatambú”

y “Pino” (*Araucaria angustifolia*) que se encuentra en el extremo oriental y Selvas de “Laurel”, “Guatambú” y “Palo rosa” (*Aspidosperma polyneuron*) en el extremo norte de la Provincia.

El clima es subtropical cálido y húmedo, sin estación seca marcada, con una importante amplitud térmica y pluviométrica. Las lluvias oscilan desde 1600 mm en el Sur a 1900 – 2100 mm en el Noreste. La temperatura media anual es de alrededor de 20,1°C, con una máxima absoluta de 40°C, y una mínima absoluta de -6°C (Martínez-Crovetto 1963).

2.2. Materiales

Imagen óptica, satélite Sentinel 2A/MSI, escena: R124-T21JYM, bandas de resolución espacial de 10 m, del 22/11/2016.

Imagen radar, satélite Sentinel 1A/SAR, escena: 010917-0105DC, Banda C, polarización VV+VH, Nivel 1 *Ground Range Detected*, del 21/10/2016 (Figura 2)

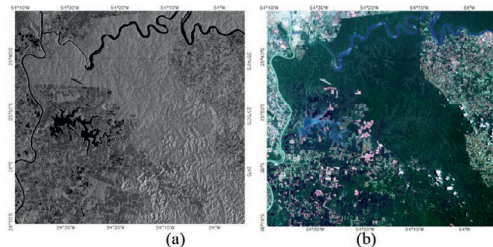


Figura 2. (a) Imagen Sentinel A (b) Imagen Sentinel 2A.

2.3. Metodología

Considerando la imagen Sentinel 1A, se aplicaron los procesos de calibración y corrección geométrica. Para la correcta interpretación de los datos y su integración con imágenes de otros sensores, estas deben ser corregidas geoméricamente y remuestreadas utilizando la información de datos de órbita y de elevación de terreno (Gari *et al.*, 2012), se utilizó el *Digital Elevation Model* (DEM) *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) de 30 m.

Se generaron texturas sobre la matriz de co-ocurrencia. Esta matriz está constituida por las frecuencias relativas de cada píxel y sus vecinos, traducidas a distintos valores de gris (Gari, *et al.*, 2012), sin filtrado *Speckle*. La Matriz de Co-ocurrencia de Nivel Gris (GLCM) propuesta por Haralik (1973) es uno de los métodos más utilizados para calcular medidas de textura de segundo orden. Varias características de textura se pueden calcular a partir de la matriz GLCM: Media, Varianza, Homogeneidad, Contraste, Disimilaridad, Entropía, Segundo momento, Correlación.

Se seleccionaron aquellas bandas de textura, considerando las menos correlacionadas entre sí, Media y Varianza para la polarización VH, y Homogeneidad y Varianza para la polarización VV (Figura 3).

Se generó una imagen de 8 canales, correspondientes a las bandas ópticas: 2 (azul), 3 (verde), 4 (rojo) y 8 (Infrarrojo cercano) del Sentinel 2A y a los 4 canales

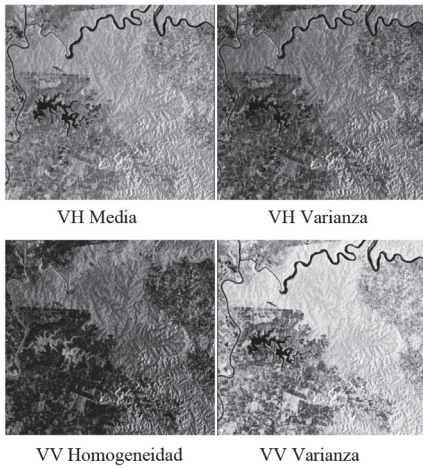


Figura 3. Bandas texturales.

texturales derivados de la imagen radar. A dicha imagen se le aplicó una clasificación no supervisada con el método *k-means*, con 10 clases aleatorias, siendo ésta una primera aproximación a la diferenciación de las distintas clases temáticas (Figura 4).

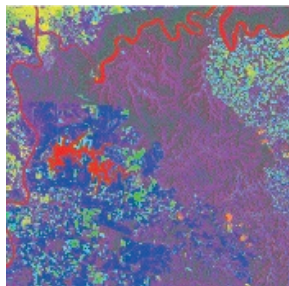


Figura 4. Clasificación no supervisada.

A través de técnicas de análisis visual se caracterizaron los diferentes ambientes presentes en el área de estudio y se identificaron las clases temáticas a través de información de campo, definiéndose 11 clases:

Selva 1: Formación alta y cerrada. El estrato arbóreo superior cubre más del 50 %, con árboles de gran porte (puede superar 30 m), forma un macizo continuo o fracciones grandes. Por debajo de los árboles, la luz es escasa y se genera un microambiente denominado “sotobosque”, donde crecen arbustos, cañas, helechos y plantas herbáceas. Las especies arbóreas típicas son: laurel negro (*Nectandra saligna*), guatambú blanco (*Balfourodendron riedelianum*), pino paraná (*Araucaria angustifolia*), palo rosa (*Aspidosperma polyneuron*), aguay (*Chrysophyllum gonocarpum*), alecrín (*Holocalyx balansae*), ambay (*Cecropia adenopus*), anchico blanco (*Albizia edwallii*), anchico colorado (*Parapiptadenia rigida*), blanquillo (*Sebastiania commersoniana*), incienso (*Myrocarpus frondosus*), lapacho negro (*Tabebuia ipé*) y otras.

Selva 2: Formación con las mismas especies arbóreas que la Selva 1, pero con estrato arbóreo superior más bajo, no supera los 15 m; es abierto, con una densidad arbórea que cubre menos del 50%; con presencia de sotobosque cerrado donde predominan los renuevos arbóreos, helechos y arbustos diversos.

Selva 3: Capueras, se trata de una comunidad secundaria, luego de transcurrido cierto tiempo y a través del proceso de sucesión, dará lugar nuevamente a la selva original. Las especies típicas de la capuera son: el fumo bravo (*Solanum granulolos-leprosum*) y el sangre de drago (*Croton urucurana*).

Plantaciones Forestales (1 y 2): Corresponde a bosque implantando de coníferas del género *Pinus* (*P. taeda* y *P. eliottis*) y araucaria (*Araucaria angustifolia*).

Cultivos (1 y 2): Corresponde a parcelas con cultivos agrícolas en distintos estados fenológicos de desarrollo.

Suelo desnudo (1 y 2): Se refiere a áreas que no presentaron una cubierta vegetal en el momento de la toma de la imagen.

Agua (1 y 2): Corresponde a diferentes cuerpos de agua y ríos con diferentes carga de sedimentos.

A la imagen de 8 canales (óptica-radar) y a la óptica se les aplicó una clasificación multispectral supervisada mediante el método de Máxima Verosimilitud. Este método deriva del teorema de Bayes, y consiste en calcular la probabilidad que un píxel en la imagen que se está clasificando, pertenezca a una de las clases específicas. De esta manera se asigna cada píxel a la clase a la que tenga la mayor probabilidad de pertenecer (Ahmad y Quegan, 2012).

3. RESULTADOS

Se compararon los valores de separabilidad espectral de clases entre imágenes (óptica-radar y óptica) obteniéndose mejores resultados en la imagen con datos óptico y radar (Tabla 1).

Respecto a las estadísticas de clases (Tabla 2), la imagen compuesta (óptica-radar) discriminó un 30% más de superficie de selva que la óptica.

Tabla 1. Comparación de valores de separabilidad espectral entre imágenes.

		Imagen óptica-radar			Imagen óptica		
Separabilidad	selva 1	selva 2	1,054	selva 1	selva 3	0,728	
	selva 1	selva 3	1,461	selva 1	selva 2	0,983	
	selva 2	selva 3	1,609	selva 2	selva 3	1,202	
	suelo desnudo 1	suelo desnudo 2	1,778	suelo desnudo 1	suelo desnudo 2	1,548	
	selva 1	plantaciones 2	1,787	plantaciones 1	selva 2	1,581	
	cultivo 1	cultivo 2	1,996	cultivo 1	cultivo 2	1,654	
	plantaciones 2	selva 2	1,907	selva 1	plantaciones 1	1,764	
	plantaciones 2	selva 3	1,961	selva 1	plantaciones 2	1,769	
	plantaciones 1	selva 2	1,961	plantaciones 2	selva 3	1,896	
	selva 1	plantaciones 1	1,97	plantaciones 2	selva 2	1,898	
	plantaciones 1	plantaciones 2	1,97	plantaciones 1	plantaciones 2	1,918	
Separabilidad	selva 1	cultivo 2	1,996	plantaciones 1	selva 3	1,95	
	plantaciones 1	selva 3	1,996	suelo desnudo 2	cultivo 2	1,965	
	cultivo 2	selva 2	1,998	cultivo 2	selva 2	1,983	
	cultivo 2	plantaciones 2	1,999	suelo desnudo 1	cultivo 2	1,992	
	cultivo 1	plantaciones 2	1,999	cultivo 2	plantaciones 2	1,994	
	cultivo 1	selva 2	1,999	selva 1	cultivo 2	1,995	
				cultivo 2	selva 3	1,998	
				cultivo 1	selva 2	1,997	
				cultivo 1	plantaciones 2	1,997	
				selva 1	cultivo 1	1,999	

Tabla 2. Estadísticas de clases.

Estadísticas	Imagen óptica-radar				
	Pixel	%	m2		
	selva 2	14060950	25,3990	1406095000	
	selva 1	13547035	24,4707	1354703500	
	plantaciones forestales 1	8423230	15,2153	842323000	
	selva 3	5557522	10,0388	555752200	
	cultivo 2	4621547	8,3481	462154700	
	suelo desnudo 1	3373186	6,0931	337318600	
	cultivo 1	1907170	3,4450	190717000	
	agua 1	1323872	2,3914	132387200	
	plantaciones forestales 2	1192183	2,1535	119218300	
	suelo desnudo 2	1095068	1,9781	109506800	
	agua 2	258547	0,4670	25854700	
	Imagen óptica				
	Pixel	%	m2		
	selva1	12367188	22,3394	1236718800	
	plantaciones forestales 1	6858547	12,3889	685854700	
	cultivo 2	4459122	8,0547	445912200	
	suelo desnudo 1	3360689	6,0706	336068900	
	suelo desnudo 2	1889303	3,4127	188930300	
cultivo 1	1483939	2,6805	148393900		
selva 2	14758542	2,6659	1475854200		
agua 1	1423905	2,5721	142390500		
plantaciones forestales 2	1061970	1,9183	106197000		
selva 3	7406867	1,3379	740686700		
agua 2	290238	0,5243	29023800		

Mediante la clasificación digital supervisada multiespectral y multisensor se generaron mapas temáticos (Figuras 5 y 6).

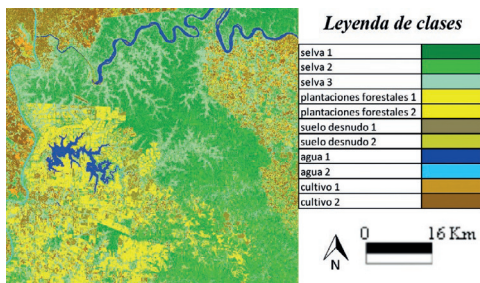


Figura 5. Clasificación supervisada imagen óptica-radar.

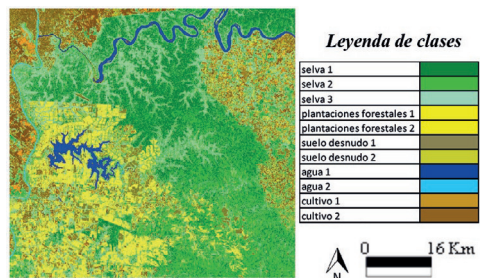


Figura 6. Clasificación supervisada imagen óptica

Al analizar los valores de Kappa y Overall accuracy (Tabla 3) de ambas clasificaciones, la imagen compuesta (óptico-radar) presentó mejores resultados.

Tabla 3. Valores de Kappa y Overall accuracy.

	Kappa	Overall accuracy
Imagen óptica-radar	0,8712	89,0844 %
Imagen óptica	0,8345	85,9041 %
Mejora	4,2%	3,5%

4. CONCLUSIONES

Dadas sus características, las imágenes de los satélites Sentinel 1A/SAR y Sentinel 2A/MSI presentan un interesante potencial para el monitoreo de recursos forestales, de los cambios en el uso de la tierra y de otros fenómenos dinámicos tales como la tala e incendios forestales.

El empleo de datos radar complementa los estudios desarrollados con datos ópticos, la clasificación de imágenes compuestas por datos ópticos y bandas texturales derivadas de datos radar permiten utilizar las características de cada sensor y combinarlas obteniendo una mejora en la precisión de la clasificación de las cubiertas terrestres.

Las medidas de textura a partir del procesamiento de datos radar generan imágenes nuevas haciendo uso de la información espacial, constituyendo una valiosa herramienta para mejorar la precisión de la clasificación de las cubiertas terrestres.

Se pretende complementar las clasificaciones con datos en otras longitudes de onda radar (X y L), y también datos polarimétricos, como así también el uso de otros métodos de clasificación (redes neuronales, etc.).

En un futuro cercano, con la constelación SIASGE constituida por cuatro satélites COSMO SkyMed y dos SAOCOM, incrementará el tiempo de revisita y se podrá obtener información con mayor frecuencia temporal y en distintas longitudes de onda.

5. BIBLIOGRAFÍA

Ahmad, A., Quegan, S. 2012. Analysis of Maximum Likelihood Classification on Multispectral Data. *Applied Mathematical Sciences*, 6(129), 6425-6436.

Antes, M., Cuello, A., Sedeño, A., Raed, M., Gari, J., Lorenzo, B. 2014. Cartografía temática de distintos ambientes en el Parque Nacional los Glaciares (Argentina) mediante la utilización de datos radar y ópticos. *Revista UD y la Geomática*, p-ISSN: 2011-4990, e-ISSN: 2344-8407, No 8, pp. 99-104.

Cabrera, A. 1976. *Regiones fitogeográficas argentinas*. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, tomo 2, fascículo 1. Buenos Aires: ACME.

Cian, F., Delgado, J., Marconcini, M., Rivolta, G., Giupponi, C. 2016. Sentinel-1 and 2 data fusion for land management and disaster risk assessment. *ESA Living Planet Symposium*, May 2016, Prague, Czech Republic.

Gari, J., Cuello, A., Sedeño, A., Ortone, A., Gari, A. 2012. Mapa temático de la zona del Glaciar Perito Moreno utilizando información de sensores ópticos y de radar. *Memorias Sexto Congreso de la Ciencia Cartográfica*. Junio 2012Bs. As., Argentina.

Haralick, R., Shanmugam, K., Dinstein, I. 1973. Textural features for image classification. *IEEE Trans Syst Man Cybern*, 3(6), 610-621.

Martínez Crovetto, R. 1963. Esquema Fitogeográfico de la provincia de Misiones (Argentina). Bonplandia

Presutti, M. 2004. La matriz de co-ocurrencia en la clasificación multiespectral: tutorial para la enseñanza de medidas texturales en cursos de grado universitario. *Memorias 4ª Jornada de Educación en Sensoriamento Remoto en el Ámbito del Mercosul* – agosto de 2004 – São Leopoldo, RS, Brasil.



SECCIÓN 06

Oceanografía, limnología y
aguas continentales

Monitorización de la Batimetría y Habitats Bentónicos en Ecosistemas Litorales mediante Sistemas Espaciales de Alta Resolución: Evaluación de Técnicas de Corrección Atmosféricas

Eugenio-González, F. ⁽¹⁾, Marcello, J. ⁽¹⁾, Marqués, F. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Instituto de Oceanografía y Cambio Global (IOCAG). Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Campus de Tafira. 35017 Las Palmas de Gran Canaria. francisco.eugenio@dsc.ulpgc.es, javier.marcello@ulpgc.es

⁽²⁾ Departamento de Teoría de la Señal y Comunicaciones. Universitat Politècnica de Catalunya BarcelonaTECH. C/Jordi Girona, 1-3, Edificio D5. 08034 Barcelona. ferran.marques@upc.edu

Resumen: Los sistemas espaciales de alta resolución, como WorldView-2, pueden proporcionar información precisa a escala espacial que facilitan la implementación de acciones de conservación para lugares costeros singulares analizados en este trabajo, específicamente, las áreas protegidas marinas de Maspalomas y Corralejo (Islas Canarias). Para realizar dicha monitorización, es necesario determinar la radiación reflejada por la superficie marina con precisión, a menudo pequeña en comparación con la reflexión atmosférica y la reflexión especular del agua. Así, en este trabajo se han implementado, evaluado y comparado los algoritmos más complejos que modelan la atmósfera y que utilizan códigos de transferencia radiativa, tales como el *the Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes* (FLAASH), el *the Atmospheric CORrection* (ATCOR) y el *Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum* (6S), utilizando imágenes Worldview-2 y datos de espectroradiómetro de campo, obtenidos simultáneamente al paso del satélite. Finalmente, en el marco del ArteMiSat, se presentan dos aplicaciones relevantes: (i) la obtención de mapas de batimetría de alta resolución y, (ii) la clasificación de hábitats bentónicos en entornos marinos protegidos de aguas litorales poco profundas, que permiten el mapeo robusto de la distribución espacial y densidad de sebedales y el análisis de variaciones multitemporales relacionados con la actividad humana y el cambio climático.

Palabras clave: Worldview-2, modelos atmosféricos, brillo solar, ecosistemas litorales, batimetría, hábitats bentónicos.

Bathymetry and Benthic Habitat Monitoring in shallow Water Ecosystem using High-Resolution Satellite System: Evaluation of Atmospheric Correction Techniques

Abstract: High resolution satellite-based imaging systems, as WorldView-2, can provide information at spatial scales needed to implement conservation actions for singular coastal locations as those included in this work, specifically, Maspalomas and Corralejo areas (Canary Islands) marine protected areas. For coastal monitoring, it is necessary to determine the water-leaving radiance with accuracy, but it is often small compared to atmospheric and the specular water reflection. In this work, more complex approaches that model the atmosphere which usually use an accurate radiative transfer code to correct the atmospheric effects, such as the *Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes* (FLAASH), the *ATmospheric CORrection* (ATCOR) and the *Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum* (6S) has been implemented, assessed and compared, using Worldview-2 imagery and field spectroradiometer data, collected simultaneously with satellite overpass. Finally, in the frame of ARTEMISat project two relevant have been implemented: (i) high resolution bathymetry mapping and, (ii) classification of benthic habitats in shallow-waters marine protected environments, allowing the robust mapping of the spatial distribution and density of seagrass and the analysis of multitemporal variations related to the human activity and climate change.

Keywords: Worldview-2, atmospheric models; sunglint; shallow water ecosystem; bathymetry; benthic habitat.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas costeros se caracterizan por su alta biodiversidad y por su importante producción primaria. Desafortunadamente, son muy sensibles a los cambios debidos a la actividad humana, fenómenos naturales, introducción de especies no nativas y otros factores. Por lo tanto, dada la importancia de los ecosistemas litorales para la calidad de vida y el clima global, es importante disponer de información sistemática y eficiente para la monitorización de estas áreas protegidas (Wang, 2010). En este contexto, la teledetección por satélite es una tecnología útil para vigilar estos ecosistemas costeros poco profundos (Eugenio *et al.*, 2015). La adecuada monitorización espacial de estas áreas costeras para obtener mapas

de alta resolución de batimetría o la cartografía de las diferentes clases bentónicas es un reto científico debido, fundamentalmente, a la necesidad de modelar con gran exactitud tanto los efectos de la columna de agua como caracterizar los diferentes tipos de fondo marino.

El lanzamiento, en 2009, del satélite WorldView-2 (WV-2) ha aportado un nuevo hito al proporcionar una resolución espacial de 2 m en las ocho bandas multispectrales e introduce nuevos canales, entre ellos un azul costa, con mayor penetración en aguas costeras, muy útil en los algoritmos batimétricos. Además, tiene el potencial para mejorar las técnicas de corrección atmosférica debido a la mayor absorción del ozono y por su alto nivel de difusión de Rayleigh.

La reflectividad del fondo marino es muy difícil de determinar con precisión ya que es pequeña comparada con la radiación reflejada a partir de fuentes tales como la dispersión atmosférica y la superficie del mar, y está sujeta a incertidumbres debido a la absorción y dispersión atmosférica. Así, la corrección atmosférica ha demostrado ser crucial en el procesamiento de imágenes de alta resolución en aplicaciones de teledetección espacial (Collin et al., 2012).

Por otro lado, la reflexión especular de la radiación solar en la superficie del mar es un factor de confusión grave para la batimetría y, especialmente, para la clasificación bentónica en aguas poco profundas.

En este trabajo se explotan las capacidades multispectrales de los datos del WV-2 para aplicaciones marinas en aguas costeras y, específicamente, se ha desarrollado una estrategia completa para el procesamiento de las imágenes del WV-2. En este contexto, los tres algoritmos físicos de corrección atmosférica basados en la ecuación de transferencia radiativa, concretamente, los algoritmos FLAASH, ATCOR y 6S han sido analizados, implementados, específicamente el 6S y validados. Después del procesado atmosférico, en este trabajo se utiliza un algoritmo automático optimizado para la eliminación brillo solar. Además, para la monitorización de la cartografía del fondo en entornos costeros, se han modelado los diferentes tipos de cubiertas de los fondos marinos. También se ha implementado un algoritmo para el mapeado batimétrico preciso, información imprescindible en el modelado de hábitats bentónicos.

2. METODOLOGÍA

2.1. Conjunto de datos y áreas de estudio

Este trabajo se basa en las imágenes ortorectificadas de satélite de alta resolución comercial WorldView-2, puesto en órbita a una altitud de 770 km. Adquiere datos de 11 bits en 8 bandas espectrales: *coastal* (400-450 nm), *blue* (450-510 nm), *green* (510-580 nm), *yellow* (585-625 nm), *red* (630-690 nm), *red edge* (705-745 nm), *NIR1* (770-895 nm), y *NIR2* (860-1040 nm).

Las áreas de estudio son la zona sur de Gran Canaria, concretamente Maspalomas y la zona norte de la isla de Fuerteventura, concretamente el canal entre Corralejo y la Isla de Lobos, ambas en el archipiélago canario, como se muestra en la Figura 1. Resaltar que la Reserva Natural de las Dunas de Maspalomas (Figura 1c) tiene una extensión total de 403,9 hectáreas consistente en tres ecosistemas: palmeral, charca (lago interior) y las dunas. Por otro lado, el área del canal entre Corralejo-isla de Lobos (Figura 1b), es una reserva de la biosfera, reconocida por la UNESCO. Además, la isla de Lobos es un área natural protegida.

Como se ha indicado, para validar la reflectancia superficial del satélite, obtenida después de la corrección atmosférica, se utilizó un espectroradiómetro de campo para el muestreo *in situ* (ADS Fieldspec 3). Específicamente, se registró la reflectancia *in situ* sobre el agua de mar en las bandas óptica y NIR casi coincidente con el pase del satélite WorldView-2 en dos campañas: agosto de 2013 y junio de 2015 (Figura 2).

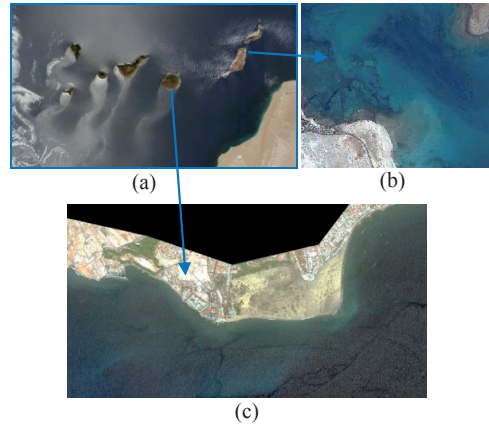


Figura 1. (a) Localización de la zona de estudio (Islas Canarias), (b) imagen WorldView-2 del área de Corralejo e Isla de Lobos (Fuerteventura) y, (c) imagen WorldView-2 del área de Maspalomas (Gran Canaria).



Figura 2. Procedimiento medidas *in-situ* con el espectroradiómetro y transectos del barco (muestreo) durante la campaña de Maspalomas de junio de 2015.

2.2. Modelado atmosférico y eliminación del reflejo solar en imágenes multispectrales del WorldView-2

2.2.1 Algoritmos de corrección atmosférica

Tradicionalmente, se han desarrollado métodos de corrección atmosférica para recuperar reflectancias superficiales sobre las aguas oceánicas y sensores de baja resolución (NASA-MODIS, ESA-SENTINELS, etc.). Sin embargo, en el caso de entornos litorales, la radiación de salida del agua puede ser significativamente mayor debido a la influencia del albedo del fondo del mar y la materia suspendida. En consecuencia, la aplicación de los algoritmos para aguas profundas a las imágenes satelitales adquiridas a través de estas aguas turbulentas, puede proporcionar resultados erróneos y, en consecuencia, son necesarios modelos avanzados de corrección atmosférica. Para el modelado atmosférico se han seleccionado los siguientes tres modelos físicos avanzados, basados en modelos de transferencia radiativa: 6S, FLAASH y ATCOR. El 6S es un modelo avanzado de transferencia radiativa diseñado para simular la reflexión de la radiación solar en condiciones de una atmósfera libre de nubes, según condiciones específicas geométricas y espectrales.

Este modelo, que ha sido implementado, tiene en cuenta los principales parámetros atmosféricos para modelar la dispersión y la absorción que produce la atmósfera en la longitud de onda del canal del satélite. El algoritmo 6S es utilizado en los algoritmos de corrección atmosférica del sensor MODIS de la NASA. Los otros dos métodos de corrección atmosférica son modelos comerciales: el FLAASH, basado en el código de transferencia radiativa MODTRAN que está encapsulado en el software ENVI, y el ATCOR también basado en MODTRAN-4 RTC que está integrado en el paquete comercial ERDAS.

2.2.2 Corrección automática del reflejo solar

Por otro lado, la reflexión especular de la radiación solar en superficie marinas no planas es un factor de confusión importante para la monitorización de ecosistemas litorales. Para superar este problema, Martín *et al.*, (2016), propusieron integrar el algoritmo de eliminación del reflejo solar en el modelo de transferencia radiativa, para múltiples bandas, que permite estimar la contribución de la reflectancia NIR de las aguas costeras. Como ejemplo, en la Figura 3 se muestra la imagen WV-2 de Maspalomas después de la eliminación de la contaminación del reflejo solar.

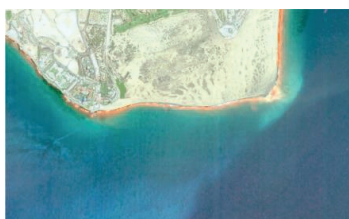


Figura 3. Resultados obtenidos después del modelado atmosférico y corrección del reflejo solar: imagen del área de Maspalomas corregida (ver Figura 1c original).

2.3. Algoritmos monitorización batimetría y bénticas

La inversión del modelo de transferencia radiativa para obtener una solución simultánea y óptima de los parámetros ópticos implicados en la reflectividad del agua costera es la herramienta más adecuada para el estudio de ambientes tan dinámicos como las aguas costeras (Eugenio *et al.*, 2015). En este trabajo, utilizando los canales WV-2 completamente corregidos, después de la eliminación del efecto atmosférico y reflejo solar, se calculan e implementan las ecuaciones de transferencia radiativa. A partir de este cálculo se determinan las propiedades intrínsecas de las sustancias contenidas en el agua (IOPs: propiedades ópticas inherentes), se recupera la profundidad de la columna de agua (batimetría) y se estima el albedo del fondo costero. Por último, utilizando la información de reflectividad de los canales de mayor penetración y la información batimétrica, es posible obtener mapas del albedo del fondo marino y las abundancias de clases puras modeladas en el desmezclado lineal. En el diagrama de bloques de la Figura 4 se muestran los diferentes módulos del modelo implementado.

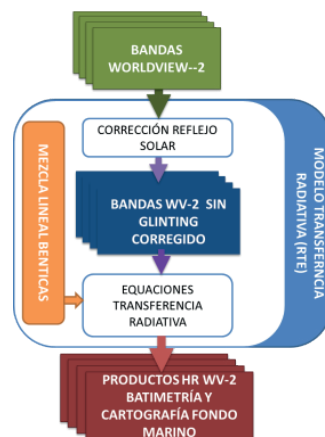


Figura 4. Diagrama procesado imágenes WorldView-2.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para la evaluación de los métodos de corrección atmosférica se ha aplicado una estrategia basada en la evaluación absoluta de los diferentes modelos. Este enfoque compara la reflectividad de los píxeles de imagen corregidos por los diferentes modelos atmosféricos con las mediciones de campo registradas por el ADS 3. En la Tabla 1, se presentan el RMSE y BIAS entre la reflectancia corregida de los canales WV-2, después del modelado atmosférico y corrección del reflejo solar, y las medidas *in situ*, donde:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (\rho_{in-situ_i} - \rho_{sat_i})^2}{N}}, BIAS = \frac{\sum_{i=1}^N (\rho_{in-situ_i} - \rho_{sat_i})}{N}$$

Tabla .1 Evaluación de los algoritmos atmosféricos (negrita los mejores resultados).

Algoritmos	Escenarios	RMSE	BIAS
FLAASH	Costa	0,0379	-0,0355
	Lago interior	0,0141	-0,0034
ATCOR	Costa	0,0318	-0,0251
	Lago interior	0,0185	0,0143
6S	Costa	0,0271	-0,0217
	Lago interior	0,0153	0,0089

Adicionalmente, en las Figuras 5 (a) y 5 (b) se presentan los resultados obtenidos por los tres algoritmos de corrección atmosférica, mostrándose las firmas detalladas de reflectividad espectral en lugares seleccionados (costa y lago interior), así como la firma espectral medida con el espectroradiómetro (azul). En general, los resultados muestran que la corrección aplicando algoritmos basados en el modelado físico son precisos. Además, estas estrategias obtienen buenas estimaciones con bajos valores RMSE. Se puede observar el rendimiento ligeramente superior del algoritmo basado en modelos 6S, proporcionando una mejor precisión para aguas someras costeras de WV-2 en comparación con técnicas ATCOR y FLAASH, respectivamente.

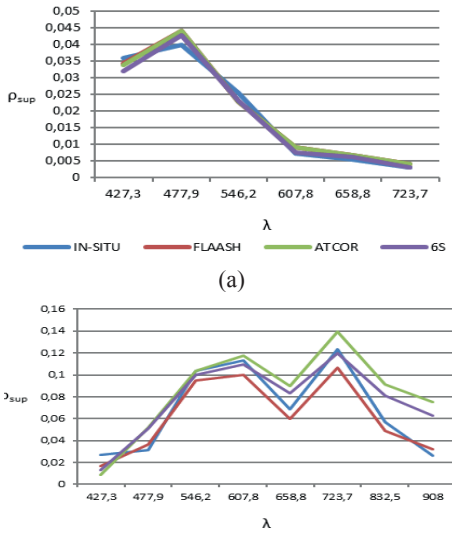


Figura 5. Firmas de reflectividad espectral, donde es adimensional y son nanómetros: (a) aguas poco profundas costeras y, (b) lago interior.

El funcionamiento de los algoritmos de monitorización de los ecosistemas costeros ha sido evaluado en Corralejo-Isla de Lobos. La Figura 6 (a) muestra la composición RGB del albedo. Se puede apreciar una alta reflectividad de las cubiertas de arena. Utilizando las bandas multispectrales WV-2, después de la corrección atmosférica 6S y la reflectividad derivada del fondo marino, la Figura 9 (b) muestra los resultados obtenidos para el cálculo de la batimetría. Por otra parte, la Figura 9 (c) muestra el mapa de abundancia de las áreas arenosas, la clase dominante de este fondo costero.

La abundancia de algas se muestra en la Figura 9 (d), con una abundancia muy baja de alrededor del 20% en el centro del canal. La Figura 9 (e) muestra la abundancia de sedimentos cerca de la costa. Por último, la Figura 9 (f) muestra el mapa compuesto del hábitat bentónico de alta resolución.

4. CONCLUSIONES

En este trabajo, aplicado a ecosistemas litorales protegidos, se implementó el modelo 6S y se evaluaron los 3 algoritmos de corrección atmosférica: FLAASH, ATCOR y 6S, obteniéndose, para aguas costeras, una mejor idoneidad del algoritmo 6S, mientras que, para el lago interior, el algoritmo FLAASH se adapta mejor a los datos in situ. En el siguiente paso, se ha implementado un modelo eficiente multicanal que, aplicado a las imágenes multispectrales WV-2, corregidas atmosféricamente y eliminado el reflejo solar, nos permite estimar la cartografía del hábitat bentónico y obtener la información de batimetría con elevada precisión. En resumen, la metodología de procesamiento de WV-2 ha proporcionado un marco sistemático y sinóptico para

mejorar el conocimiento científico de las zonas litorales y monitorizar los parámetros costeros. Este enfoque ha sido validado con una base de datos de medidas *in situ*.

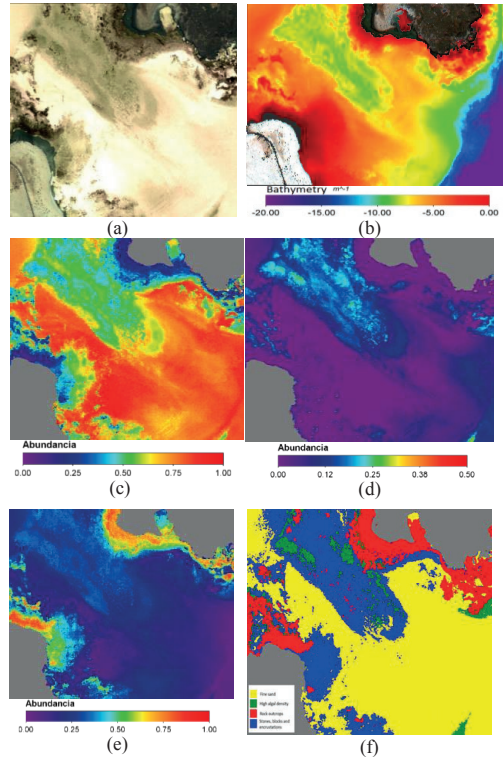


Figura 6. Resultados de la monitorización batimétrica y bénticas: (a) albedo del fondo marino; (b) batimetría; (c)-(e) abundancia de arena, algas y roca sedimentaria y, (f) mapa compuesto de la cartografía bentónica.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del proyecto ARTEMISAT-2 (CTM2016-77733-R).

6. BIBLIOGRAFÍA

Wang, Y. 2010. *Remote Sensing of Coastal Environments*; Taylor and Francis Serie, CRC Press.
 Eugenio, F., Marcello, J., Martin, J. 2015. High resolution maps of bathymetry and benthic habitats in shallow-water environments using multispectral remote sensing imagery. *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, 53, 3539-3549.
 Collin, A., Hench, J.L. 2012. Towards deeper measurements of tropical reefscape using the WV-2 spaceborne sensor. *Remote Sensing*, 4, 1425-1447.
 Martin, J., Eugenio, F., Marcello, J., Medina, A. 2016. Automatic Sunlight Removal of Multispectral High-Resolution WV-2 Imagery for Retrieving Coastal Shallow Water Parameters. *Remote Sensing*, 8(1), 37.

Variabilidad espacio-temporal de grupos funcionales de fitoplancton en el Mediterráneo mediante sensores remotos

Navarro, G. ⁽¹⁾, Almaraz, P. ⁽¹⁾, Caballero, I. ⁽¹⁾, Vázquez, A. ⁽²⁾, Huertas, I. E. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ ICMAN-CSIC, Avenida Republica Saharaui, 2, Puerto Real, Cádiz,
gabriel.navarro@icman.csic.es, pablo.almaraz@csic.es, isabel.caballero@icman.csic.es, emma.huertas@icman.csic.es

⁽²⁾ Escuela Superior de Ingeniería, Universidad de Cádiz, Puerto Real, Cádiz, agueda.vazquez@uca.es

Resumen: Durante las últimas dos décadas, se han propuesto varios algoritmos para obtener información sobre grupos funcionales de fitoplancton utilizando datos de color oceánico. Uno de estos algoritmos, llamado PHYSAT-Med, fue desarrollado específicamente para la cuenca del mar Mediterráneo, debido a las peculiaridades bio-ópticas de esta cuenca. El algoritmo permite la detección a partir de imágenes de color oceánico de los grupos funcionales de fitoplancton más importantes del Mediterráneo, tales como nanoeucariotas, *Prochlorococcus*, *Synechococcus*, diatomeas, coccolitofóridos y *Phaeocystis*. Aquí presentamos una nueva versión del algoritmo PHYSAT-Med aplicada a la nueva base de datos de sensores de color oceánico (OC-CCI, *Ocean Colour - Climate Change Initiative*), que consiste en un producto multiplataforma global de color oceánico que fusiona observaciones de cuatro sensores diferentes, como son SeaWiFS, MERIS, MODIS y VIIRS. La cobertura temporal de OC-CCI abarca desde septiembre de 1997 hasta diciembre de 2015. En este trabajo, la versión actualizada del algoritmo PHYSAT-Med se ha utilizado para analizar los ciclos anuales de los principales grupos de fitoplancton en el Mar Mediterráneo y extraer componentes periódicos de variabilidad utilizando el análisis *wavelet*. Los resultados confirmaron los patrones previos que indican el predominio de *Synechococcus* frente a *Prochlorococcus* a lo largo del año en el nivel de la cuenca, y el predominio de nanoeucariotas durante los meses de invierno. El método también reproduce las proliferaciones de diatomeas normalmente detectadas en la cuenca durante la temporada de primavera (marzo a abril), especialmente en el mar Adriático. De acuerdo con las salidas PHYSAT-Med OC-CCI, el algoritmo representa una herramienta útil para la monitorización espacio-temporal de grupos de fitoplancton dominantes en aguas superficiales mediterráneas a escala de cuenca.

Palabras clave: algoritmo PHYSAT-Med, OC-CCI, Grupos Funcionales de Fitoplancton, mar Mediterráneo, análisis *wavelet*.

Spatio-temporal variability of Phytoplankton Functional Types in Mediterranean Sea from remote sensing images

Abstract: During the last two decades, several satellite algorithms have been proposed to retrieve information about phytoplankton groups using ocean colour data. One of these algorithms, the so-called PHYSAT-Med, was developed specifically for the Mediterranean Sea due to the optical peculiarities of this basin. The method allows detection from ocean colour images of the most dominant Mediterranean phytoplankton groups, such as nanoeukaryotes, *Prochlorococcus*, *Synechococcus*, diatoms, coccolithophorids and *Phaeocystis*-like phytoplankton. Here, we present a new version of PHYSAT-Med applied to the recently released database of remote sensing data, namely Ocean Colour – Climate Change Initiative (OC-CCI), consisting in a multi-sensor, global, ocean-colour product that merges observations from three different sensors. The OC-CCI temporal coverage comprises the range September 1997- December 2015. In this work, the PHYSAT-Med updated version has been used to analyse the annual cycles of major phytoplankton groups in the Mediterranean Sea and extract periodic components of variability using wavelet analysis. Results confirmed previous patterns indicating the dominance of *Synechococcus*-like versus *prochlorophytes* throughout the year at the basin level, and the predominance of nanoeukaryotes during the winter months. The method also reproduced the diatoms blooms normally detected in the basin during the spring season (March to April), especially in the Adriatic Sea. According to the PHYSAT-Med OC-CCI outputs, the algorithm represents a useful tool for the spatio-temporal monitoring of dominant phytoplankton groups in Mediterranean surface waters at basin scale.

Keywords: PHYSAT-Med algorithm, OC-CCI database, Phytoplankton functional types, Mediterranean Sea, wavelet analysis.

1. INTRODUCCIÓN

Desde el lanzamiento del sensor *Coastal Zone Color Scanner* (CZCS) a finales de los años 70, la teledetección de color oceánico ha permitido entender el ecosistema oceánico proveyendo imágenes globales de

concentración de clorofila (Chla), un parámetro utilizado como estimador de la biomasa fitoplanctónica. Desde entonces, se han obtenido observaciones de Chla gracias a la puesta en órbita de diferentes sensores de color oceánico como son el sensor *Sea-viewing Wide Field-of-*

view Sensor (SeaWiFS), Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), Medium-Resolution Imaging Spectrometer (MERIS) y Visible Infrared Imager Radiometer Suite (VIIRS). Con la finalidad de construir una serie multi-plataforma para entre otros motivos disminuir la cobertura nubosa, la Agencia Espacial Europea (ESA) recientemente ha generado la serie de datos *Ocean Colour - Climate Change Initiative* (OC-CCI), que es un producto multi-sensor y global, que aún en una misma base de datos las imágenes adquiridas por diferentes sensores desde 1997 como son SeaWiFS, MODIS, MERIS and VIIRS (Storm et al., 2013).

Durante los últimos años la comunidad científica que trabaja en teledetección de color oceánico viene desarrollando algoritmos no solo para la cuantificación de Chla superficial, sino para cuantificar los tipos funcionales de fitoplancton (PFT, de sus siglas en inglés). De hecho, existen numerosos algoritmos para la detección de los PFT o PSC (*Phytoplankton Size Classes*). Para conocer estos modelos, se puede consultar la Tabla 2 de Bracher et al. (2017) o la Tabla 3 de Mouw et al. (2017), publicados recientemente en un monográfico sobre PFT. Uno de estos algoritmos es el desarrollado por Alvain et al. (2005), llamado PHYSAT, un algoritmo que utiliza la anomalía de segundo orden de la reflectancia para asignar a diferentes grupos de fitoplancton como son los nanoeucariotas, *Prochlorococcus*, *Synechococcus* diatomeas, cocolitofóridos y *Phaeocystis*. Este algoritmo fue validado con datos *in-situ* a lo largo de numerosas zonas a escala global y en concreto para el Mediterráneo (Navarro et al., 2014 y referencias allí citadas).

Sin embargo, y debido a las características bio-ópticas peculiares del mar Mediterráneo (Volpe et al., 2007), Navarro et al. (2014) adaptaron y validaron el algoritmo PHYSAT a la cuenca Mediterránea para la serie de datos del sensor MODIS, llamado PHYSAT-Med. En el estudio que aquí se presenta, se ha generado una nueva versión del algoritmo PHYSAT-Med utilizando la base de datos OC-CCI, debido a las importantes ventajas que brinda como son: a) aumento de la cobertura temporal (1997-2015), b) un decrecimiento de la cobertura nubosa al utilizar diferentes sensores, y c) una mejora en el *bias*. En segundo lugar, utilizando las técnicas de wavelet, realizamos un análisis de la variabilidad temporal de los diferentes grupos de fitoplancton en la cuenca Mediterránea para los últimos 18 años.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Algoritmo PHYSAT-Med OC-CCI

La base de datos OC-CCI se compone de valores de reflectancia (Rrs) cuyo error está caracterizado y se ha compuesto a partir de varios sensores como son SeaWiFS, MODIS, MERIS y VIIRS (Storm et al., 2013). En este trabajo, hemos usado la versión OC-CCI v3.0, y se han descargado de la web de OC-CCI los datos de Rrs de las bandas 412, 443, 490, 510, 555 y 670 nm y el coeficiente de atenuación de la luz ($K_{d,490}$), desde enero de 1998 hasta diciembre de 2015. Estos productos

tienen una resolución espacial de 4 km, que es suficiente para analizar los procesos oceanográficos que ocurren en la cuenca mediterránea. En un segundo paso, se ha calculado la clorofila superficial utilizando el algoritmo MedOC4 desarrollado por Volpe et al. (2007) para la cuenca mediterránea.

$$\text{MedOC4-Chla} = 10^{(a - bR + cR^2 + dR^3 - eR^4)}$$

Donde a, b, c, d y e son 0,4424; 3,686; 1,076; 1,684 y 1,437 respectivamente. Por otro lado, R se calcula con el máximo *band-ratio* a diferentes bandas espectrales:

$$R = \log_{10}[\text{MAX}(Rrs_{443/555}, Rrs_{490/555}, Rrs_{510/555})]$$

El tercer paso, es convertir la Rrs en radiancia normalizada (nLw) utilizando la irradiancia solar nominal (F_0 , en $\text{mW cm}^{-2} \mu\text{m}^{-1}$) para cada banda específica (λ) del sensor SeaWiFS:

$$nLw_{(\lambda)} = Rrs_{(\lambda)} * F_{0(\lambda)}$$

El cuarto paso es generar una LUT (*Look-Up-Table*, Figura 1) de $nLw^{ref}(\lambda, \text{Chl-a})$ con todos los datos para la cuenca mediterránea y para la base de datos de OC-CCI.

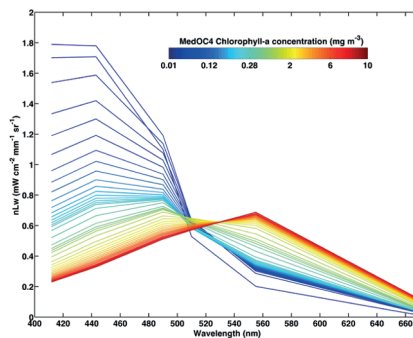


Figura 1. LUT (nLw para cada banda y Chla) para el algoritmo PHYSAT-Med OC-CCI para el mar Mediterráneo.

Por último, para cada píxel de cada imagen diaria, se calcula el parámetro adimensional Ra [$Ra_{(\lambda)} = nLw_{(\lambda)} / nLw_{(ref_{\lambda})}$], que es independiente de la concentración de clorofila. Esta anomalía de la reflectancia se compara con los valores establecidos en la Tabla 5 de Alvain et al. (2008) y se utilizan para asignar a cada píxel el tipo de grupo de fitoplancton dominante. Aquellos píxeles que no son identificados, se catalogan como “no-identificados”. Posteriormente, se realizan promedios cada 10 días y mensuales, a partir de calcular para cada píxel cual es el grupo que domina durante el tiempo de integración.

2.2. Análisis wavelet

El análisis *wavelet* se utiliza para caracterizar las periodicidades en una serie de tiempo no estacionaria. El análisis descompone la serie tanto en el dominio del tiempo como de la frecuencia (Percival y Walden, 2000). En este estudio hemos utilizado el análisis *wavelet* para

caracterizar los diferentes componentes periódicos de la variabilidad de los grupos de fitoplancton en la cuenca mediterránea. Se ha utilizado el toolbox para Matlab creado por Torrence y Compo (1998). (<http://atoc.colorado.edu/research/wavelets/>). Se ha aplicado esta herramienta a la serie temporal de 10-días para los grupos validados en Navarro et al. (2014) como son: nanoeucariotas, *Prochlorococcus*, *Synechococcus* y diatomeas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 2 muestra la climatología mensual (1998-2015) del grupo dominante de fitoplancton en toda la cuenca obtenida mediante el algoritmo PHYSAT-Med OC-CCI. El patrón es similar al descrito en trabajos previos como son (Di Cicco et al., 2017; Navarro et al., 2014; Sammartino et al., 2015; Siokou-Frangou et al., 2010). Es evidente que los *Synechococcus* son el grupo más abundante a nivel de cuenca, sobre todo en los meses de primavera y verano, mientras que los nanoeucariotas parecen dominar durante los meses de otoño-invierno, cuando la mezcla de la columna de agua es máxima (Siokou-Frangou et al., 2010). El grupo de *Prochlorococcus* aparece normalmente durante febrero y octubre, sobre todo en aguas *off-shore*, en oposición a las diatomeas, que suelen aparecer en zonas costeras como son el golfo de León, el mar de Liguria, y el norte del mar Adriático. Estos patrones se corresponden con los estimados por Sammartino et al., (2015) y Di Cicco et al., (2017), los cuales concluyeron que la fracción de micro-plancton incrementa significativamente en el NO del Mediterráneo, alcanzando valores que van desde el 30 al 57% de proporción frente a nano- y piko-plancton (Sammartino et al., 2015).

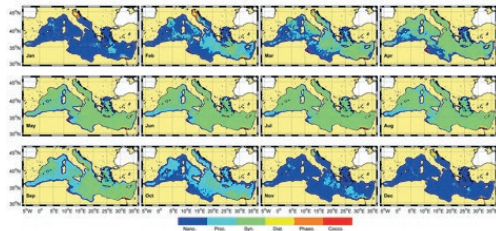


Figura 2. Climatología mensual para la distribución del grupo de fitoplancton dominante en el mar Mediterráneo.

Las Figuras 3, 4, 5 y 6 muestran los análisis *wavelet* para los diferentes grupos como son nanoeucariotas, *Prochlorococcus*, *Synechococcus* y diatomeas, respectivamente. Con respecto a la variabilidad temporal de los nanoeucariotas (Figura 3a), estos presentan un ciclo estacional de periodo anual, con máximos en los meses de otoño-invierno, sobre todo noviembre, diciembre y enero. De hecho, el análisis *wavelet* muestra con mayor intensidad esta periodicidad (Figura 3c). La amplitud de la variabilidad estacional es similar a la descrita por

Sammartino et al., (2015) y Di Cicco et al., (2017), que encontraron mínimos en verano y máximos en invierno, cuando la capa de mezcla es más profunda.

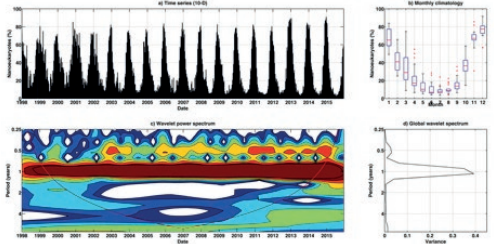


Figura 3. a) Variabilidad temporal de nanoeucariotas en la cuenca Mediterránea. b) Análisis box-plot a las climatológicas mensuales. c) Análisis *wavelet* continuo. d) Espectro global del *wavelet*.

Para el grupo *Synechococcus*, el análisis *wavelet* también revela un ciclo estacional persistente de periodicidad anual (Figura 4c, d). El alto porcentaje de *Synechococcus* fue observado durante los meses de verano (Figura 4a, b), particularmente en junio y julio, coincidiendo con el periodo de estratificación (Siokou-Frangou et al., 2010).

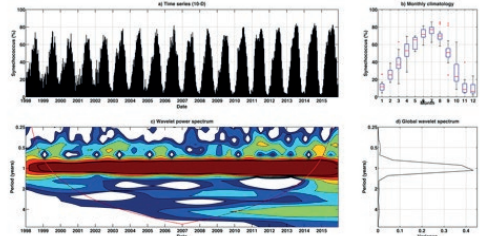


Figura 4. a) Variabilidad temporal de *Synechococcus* en la cuenca Mediterránea. b) Análisis box-plot a las climatológicas mensuales. c) Análisis *wavelet* continuo. d) Espectro global del *wavelet*.

Sin embargo, la serie temporal de *Prochlorococcus* (Figura 5a) muestra una fluctuación periódica menor comparada con la serie de *Synechococcus*. De hecho, existen épocas donde se pierde la periodicidad de ciclos estacionales, y aparecen ciclos asociados a periodicidades de 6 meses, y puede ser debido a la localización más profunda de este grupo frente a los *Synechococcus*, ya que los primeros se suelen localizar en el máximo profundo de clorofila (Marty y Chiaverini, 2002). Por último, el patrón temporal de las diatomeas fue caracterizado por una periodicidad anual a lo largo de toda la serie temporal (Figura 6). En este caso, la mayor dominancia aparece en los meses de primavera, en concordancia con los *blooms* de diatomeas analizados en la cuenca (Marty y Chiaverini, 2002).

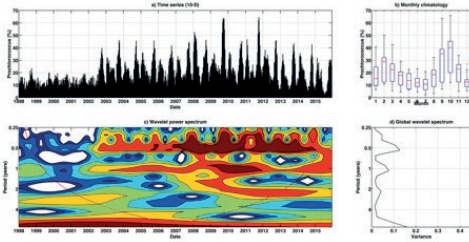


Figura 5. a) Variabilidad temporal de *Prochlorococcus* en la cuenca Mediterránea. b) Análisis box-plot a las climatológicas mensuales. c) Análisis wavelet continuo. d) Espectro global del wavelet.

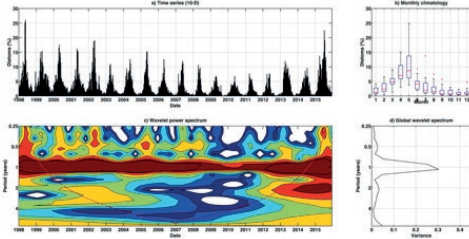


Figura 6. a) Variabilidad temporal de diatomeas en la cuenca Mediterránea. b) Análisis box-plot a las climatológicas mensuales. c) Análisis wavelet continuo. d) Espectro global del wavelet.

4. CONCLUSIONES

Este trabajo presenta una actualización de la primera versión del algoritmo PHYSAT-Med realizada usando la base de datos OC-CCI de la ESA. Esta iniciativa de la ESA permite tener una serie de datos de color oceánico desde septiembre de 1997. La distribución de los grupos dominantes de fitoplancton obtenidos mediante la aplicación de este algoritmo están en concordancia con estudios anteriores realizados en la cuenca, tanto utilizando datos *in-situ* como otros algoritmos de PFT. La utilidad de este nuevo algoritmo fue confirmada mediante el análisis *wavelet* aplicado sobre las series temporales de los cuatro grupos dominantes, que permiten identificar las periodicidades de los ciclos estacionales. Por lo tanto, se puede concluir que PHYSAT-Med OC-CCI es apropiado para evaluar los patrones espaciales y temporales de los grupos de fitoplancton más abundantes en la cuenca mediterránea.

5. BIBLIOGRAFÍA

Alvain, S., Moulin, C., Dandonneau, Y. 2008. Seasonal distribution and succession of dominant phytoplankton groups in the global ocean: a satellite view (SeaWiFS 1998–2006). *Global Biogeochemical Cycles*, 22, GB3001.

Alvain, S., Moulin, C., Dandonneau, Y., Breon, F.M. 2005. Remote sensing of phytoplankton groups in case 1 waters from global SeaWiFS imagery. *Deep-Sea Research I*, 1, 1989–2004.

Bracher, A., et al. 2017. Obtaining Phytoplankton Diversity from Ocean Color: A Scientific Roadmap for Future Development. *Frontiers in Marine Science*, 4, 55.

Di Cicco, A., Sammartino, M., Marullo, S., Santoleri, R. 2017. Regional empirical algorithms for an improved identification of Phytoplankton Functional Types and Size Classes in the Mediterranean Sea using satellite data. *Frontiers in Marine Science*, doi:10.3389/fmars.2017.00126

Marty, J.C., Chiavérini, J. 2002. Seasonal and interannual variations in phytoplankton production at DYFAMED time-series station, northwestern Mediterranean Sea. *Deep Sea Research II*, 49, 2017-2030.

Mouw, C.B., et al. 2017. A Consumer’s guide to satellite remote sensing of multiple phytoplankton groups in the global ocean. *Frontiers in Marine Science*, 4, 41.

Navarro, G., Alvain, S., Vantrepotte, V., Huertas, I.E. 2014. Identification of dominant phytoplankton functional types in the Mediterranean Sea based on a regionalized remote sensing approach. *Remote Sensing of Environment*, 152, 557-575.

Percival, D. B., Walden, A. T. 2000 *Wavelet methods for time series analysis*. Cambridge, UK: Cambridge University Press

Sammartino, M., Di Cicco, A., Marullo, S., Santoleri, R. 2015. Spatio-temporal variability of micro-, nano- and pico-phytoplankton in the Mediterranean Sea from satellite ocean colour data of SeaWiFS, *Ocean Sci.*, 11, 759-778, doi:10.5194/os-11-759-2015

Siokou-Frangou, I., Christaki, U., Mazzocchi, M. G., Montresor, M., Ribera d’Alcalá, M., Vaqué, D., Zingone, A. 2010. Plankton in the open Mediterranean Sea: a review. *Biogeosciences* 7, 1543-1586.

Storm, T., Boettcher, M., Grant, M., Zühlke, M., Fomferra, N., Jackson, T., Sathyendranath, S. 2013. Product User Guide, Ocean Colour Climate Change Initiative, 51 pp.

Torrence, C., Compo, G. P. 1998. A practical guide to wavelet analysis. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 79, 61–78. doi:10.1175/1520-0477(1998)079<0061:APGTWA.2.CO;2

Volpe, G., Santoleri, R., Vellucci, V., Ribera d’Alcalá, M., Marullo, S., D’Ortenzio, F. 2007. The colour of the Mediterranean Sea: Global versus regional bio-optical algorithms evaluation and implication for satellite chlorophyll estimates, *Remote Sensing of Environment*, 107, 625-638.

Objetivos y primeros resultados del proyecto ESAQS (*Ecological Status of Aquatic Systems with Sentinel Satellites*)

Pereira-Sandoval, M. ⁽¹⁾, Soria, X. ⁽²⁾, Urrego, E. P. ⁽¹⁾, Vicente, E. ⁽²⁾, Ruíz-Verdú, A. ⁽¹⁾, Soria, J. ⁽³⁾, Peña, R. ⁽¹⁾, Delegido, J. ⁽¹⁾, Tenjo, C. ⁽¹⁾, Moreno, J. ⁽¹⁾

⁽¹⁾Laboratorio de Procesado de Imágenes, Universitat de València. C/ Catedrático José Beltrán, 2. 46980-Paterna, Valencia, España. Marcela.Pereira@uv.es

⁽²⁾Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva (ICBiBE). Universitat de València. C/ Catedrático José Beltrán, 2. 46980-Paterna, València, España.

⁽³⁾Departament de Microbiologia i Ecologia, Fac. C. Biològiques. Campus Burjassot. Universitat de València, C/ Dr. Moliner, 50, 46100, Burjassot, València, España.

Resumen: Dentro del proyecto *Ecological Status of Aquatic Systems with Sentinel satellites*, se validaron los algoritmos Triple banda y *Ocean Colour 2 y 3* para la estimación de la concentración de la clorofila-*a* en los embalses de Bellús y Beniarrés. Con el modelo de transferencia radiativa *Hydrolight* se generó una base de datos simulada adaptada a las bandas espectrales de Sentinel-2. Esta base de datos se utilizó para calibrar y validar los algoritmos. La concentración de clorofila-*a* estimada por los algoritmos también fue validada con las medidas *in situ* de concentración de clorofila-*a* de la Confederación Hidrográfica del Júcar.

Palabras clave: ESAQS, Triple banda, *Ocean Colour*, clorofila-*a*, *Hydrolight*, Sentinel-2.

Objectives and first results of ESAQS project (*Ecological Status of Aquatic Systems with Sentinel Satellites*)

Abstract: Into the project *Ecological Status of Aquatic Systems with Sentinel satellites*, the Triple Band and *Ocean Colour 2 and 3* algorithms were validated for the estimation of the concentration of chlorophyll-*a* in the reservoirs of Bellús and Beniarrés. A simulated database adapted to Sentinel-2A spectral bands was generated with the *Hydrolight* radiative transfer model. This database was used to calibrate and validate the algorithms. The chlorophyll-*a* concentration estimated by the algorithms was also validated with *in situ* measurements of chlorophyll-*a* concentration of the Confederación Hidrográfica del Júcar.

Keywords: ESAQS, Triple band, *Ocean Colour*, chlorophyll-*a*, *Hydrolight*, Sentinel-2.

1. INTRODUCCIÓN

El proyecto ESAQS (*Ecological Status of Aquatic Systems with Sentinel satellites*) del programa PROMETEO de la Generalitat Valenciana, tiene como objetivo desarrollar y validar algoritmos para la estimación de indicadores ecológicos de calidad de aguas continentales y costeras a partir del uso de la nueva generación de satélites europeos Sentinel-2 y Sentinel-3. El propósito de ESAQS es ofrecer una herramienta que permita evaluar, de forma sinóptica, el estado ecológico de las masas de agua. Para ello, las principales variables a estudiar serán la concentración de clorofila-*a* [Chl-*a*], Materia Orgánica Coloreada Disuelta (CDOM), Sólidos en Suspensión (SS), ficocianina y profundidad de Disco de Secchi (SD).

Para el desarrollo de los algoritmos de estimación de parámetros biofísicos nos basaremos en el modelado físico de la interacción entre la luz solar y el agua, y serán calibrados y validados con medidas de campo que se toman en las campañas realizadas dentro del proyecto. La Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) ha proporcionado una base de datos de mediciones realizadas *in situ* de [Chl-*a*], SD, SS, entre otros, de diferentes embalses de los años 2014, 2015 y 2016.

El objetivo de este trabajo es presentar los primeros resultados de tres algoritmos calibrados y validados con las bandas espectrales de Sentinel-2 (S-2) para la estimación de [Chl-*a*]. Estos algoritmos son: Triple banda, aquí llamado TBDO en referencia a su autor (Dall'Olmo *et al.*, 2003), *Ocean Colour 2 y Ocean Colour 3* (OC2, OC3) (O'Reilly *et al.*, 2009).

Los algoritmos *Ocean Colour*, son utilizados por MODIS AQUA (Esaias, 1998) para la obtención de [Chl-*a*] en aguas oceánicas. Han sido determinados y validados mediante el uso de la base de datos mundial NOMAD (Werdell, 2005) y actualmente son considerados como un producto global de clorofila del océano.

El algoritmo TBDO utiliza las bandas espectrales del rojo e infrarrojo, región del espectro electromagnético no influenciada por la presencia de otros constituyentes ópticamente activos (Dall'Olmo *et al.*, 2003) salvo la [Chl-*a*]. Este algoritmo es aplicado en aguas costeras e interiores.

Finalmente, una vez estimada la [Chl-*a*] mediante los diferentes algoritmos, estos valores son comparados con los valores de [Chl-*a*] medidos *in situ* por la CHJ.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Imágenes Sentinel-2. Base de datos de la Confederación Hidrográfica del Júcar

Las imágenes S-2, libres de nubes, se seleccionaron con un margen de ± 3 días en relación a las fechas de las mediciones realizadas *in situ* por la CHJ. Solo dos embalses han cumplido este criterio: Bellús y Beniarrés con la imagen S-2 del 14/09/2015. Cada embalse registra tres tipos de mediciones: Punto-presa, Punto-medio y Punto-cola (Figura 1). En la Tabla 1 se muestran las medidas de campo. De acuerdo a los datos de la CHJ, los dos embalses presentan un bajo valor de SD ($\leq 0,6$ m) con un alto nivel de [Chl-a], sobre todo en Beniarrés (Tabla 1) por lo que las aguas de estos embalses pueden ser caracterizadas de nivel mesotrófico-eutróficos (OECD, 1982).

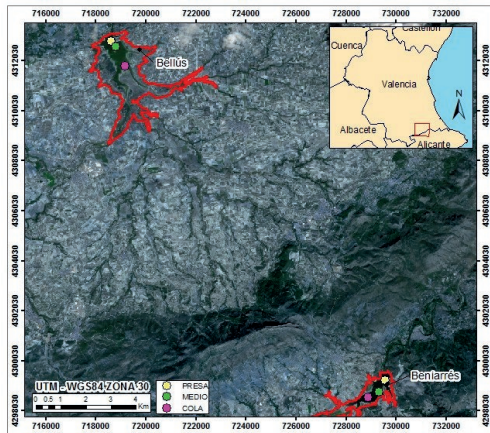


Figura 1. Embalses de Bellús y Beniarrés. Localización de los puntos de medición *in situ*.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos por Ruescas et al. (2016) sobre la aplicación de distintos métodos de corrección atmosférica sobre masas de agua, se optó por aplicar sobre imágenes S-2 de nivel 1C (*Top Of Atmosphere*) el módulo de corrección atmosférica Acolite (Vanhellemont, 2014). Se probaron dos métodos de corrección de aerosoles: SWIR y NIR (Vanhellemont, 2017), siendo el método NIR el que mejores resultados presentó.

Tabla 1. Puntos medidos en los embalses.

Embalse	Fecha	Punto	Chl-a (µg/L)	SD (m)
Bellús	14/09/15	Presa	54	0,6
		Medio	32	0,55
		Cola	47	0,4
Beniarrés	14/09/15	Presa	94,5	0,2
		Medio	92	0,45
		Cola	57	0,45

2.2. Base de datos obtenidas por simulación

Debido a la variabilidad de los componentes ópticamente activos en los lagos se generó una base de datos simulada con el modelo de transferencia radiativa *HydroLight* (Mobley, 1994). Se utilizaron rangos típicos de lagos oligotróficos-eutróficos: [Chl-a] (20-500 mg/m³), (CDOM: 0,01-4 m⁻¹) y partículas en suspensión diferentes a las algas (NAP: 0,1-100 g/m³). Como resultado de la simulación se obtuvo una base de datos de *Remote sensing reflectance* (Rrs) de alta resolución espectral. Esta base Rrs fue adaptada simulando las bandas espectrales de S-2, para posteriormente ser utilizada como información base para la calibración y validación de los algoritmos.

2.3. Calibración de los algoritmos

OC2 y OC3 son algoritmos de doble y triple banda respectivamente basados en la relación de las bandas espectrales verde (560 nm) y azul (490 nm). Estos algoritmos han sido validados de modo indirecto (Ruiz-Verdú et al., 2016a), utilizando una serie temporal de 2013 del producto de clorofila de MODIS (4 km de resolución espacial).

El algoritmo TBDO se basa en la relación de las bandas espectrales del rojo (665 nm) e infrarrojo cercano (740 nm), región en donde la absorción del CDOM y la dispersión de partículas decrece con el aumento de longitud de onda, siendo casi despreciables a partir de 740 nm (Gileron, 2010). Este algoritmo ha sido calibrado y validado en varios trabajos sobre estimación de [Chl-a] en la Albufera de Valencia (Ruiz-Verdú et al., 2016b). Los algoritmos se detallan a continuación:

OC3_S2

$$Y = a + b \cdot X + c \cdot X^2 + d \cdot X^3 + e \cdot X^4 \quad (1)$$

donde $Y = \log_{10} [\text{Chl-a}]$

$$X = \log_{10} [\max(\text{Rrs}_{443}; \text{Rrs}_{490}) / \text{Rrs}_{560}]$$

OC2_443

$$Y = a + b \cdot X + c \cdot X^2 + d \cdot X^3 + e \cdot X^4 \quad (2)$$

donde $Y = \log_{10} [\text{Chl-a}]$

$$X = \log_{10} [\text{Rrs}_{443} / \text{Rrs}_{560}]$$

TBDO

$$Y = a \cdot X^2 + b \cdot X + c \quad (3)$$

donde $Y = \log_{10}[X]$

$$X = [\text{Rrs}_{740} \times ((\text{Rrs}_{665} - 1) - (\text{Rrs}_{705} - 1))]$$

A partir del ajuste polinómico entre los datos de la base Rrs y la relación de bandas establecida en cada algoritmo (Figuras 2 y 3) se obtuvieron los correspondientes coeficientes que se muestran en la Tabla 2.

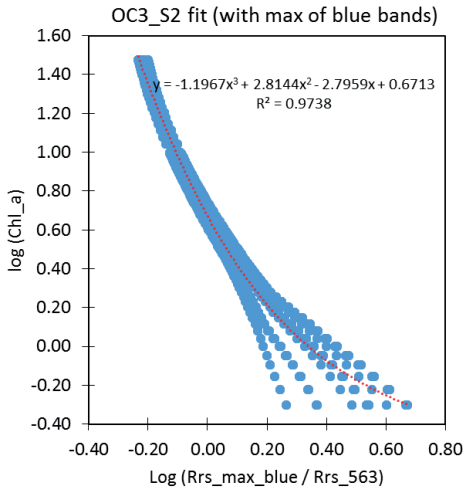


Figura 2. Calibración del algoritmo OC3 con las bandas S-2.

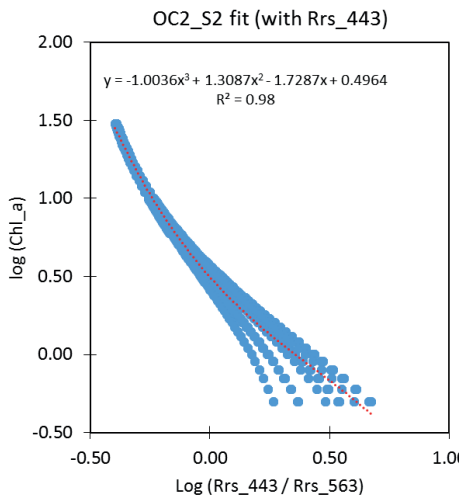


Figura 3. Calibración del algoritmo OC2 con las bandas S-2.

Tabla 2. Coeficientes obtenidos a partir de la calibración con bandas S-2A.

Algoritmo	a	b	c	d	e
OC3_S2	0,671	-2,795	2,814	-1,196	0
OCS2_443	0,496	-1,728	1,308	1,003	0
TBDO	104,1	221,1	12,163		0

3. RESULTADOS

En la Tabla 3 se resumen los valores de [Chl-a] estimados a partir de los algoritmos OC2, OC3 y TBDO. Analizando la relación entre los valores estimados por cada algoritmo con los valores medidos *in situ* en los embalses de Bellús y Beniarriés, se observa que el mejor resultado se obtiene

con el algoritmo TBDO en el embalse de Bellús. Entre las mediciones reales y los datos estimados se presenta una relación lineal con un R^2 de 0,98 (Figura 4).

La Figura 5 muestra la aplicación del algoritmo TBDO sobre imágenes S-2 en el embalse de Bellús. Se observa un patrón de [Chl-a] promedio de 40 $\mu\text{g/L}$ en la mayor parte del lago, con valores máximos hacia las orillas del embalse debido posiblemente al aporte externo de nutrientes.

Tabla 3. Comparación entre [Chl-a] real y estimada.

Embalse	Punto	Chl-a Real ($\mu\text{g/L}$)	Chl-a TBDO ($\mu\text{g/L}$)	Chl-a OC3 ($\mu\text{g/L}$)	Chl-a OC2_443 ($\mu\text{g/L}$)
Bellús	Presa	54	47	19	216
	Medio	32	54	14	25
	Cola	47	18	21	200
Beniarriés	Presa	94,5	356	21	215
	Medio	92	4741	36	830
	Cola	57	446	30	73

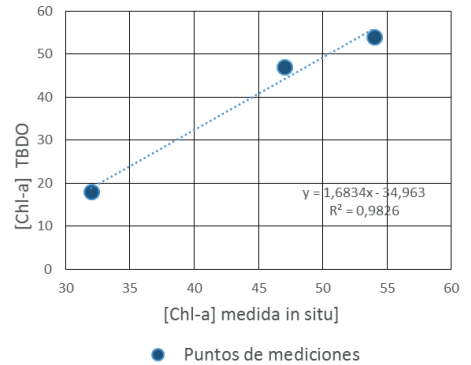


Figura 4. Relación entre [Chl-a] medida y [Chl-a] estimada por el algoritmo TBDO en el embalse de Bellús.

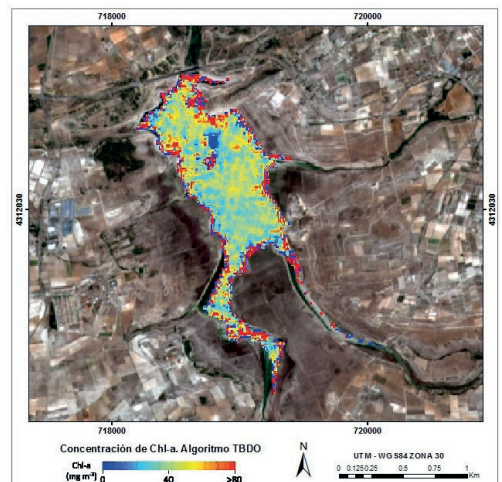


Figura 5. Mapa de clorofila aplicando el algoritmo TBDO sobre Bellús.

4. DISCUSIÓN

De los tres algoritmos presentados, calibrados y validados con las bandas de S-2 podemos concluir que TBDO es el algoritmo que presenta los mejores resultados. El valor promedio de [Chl-a] (40 µg/L) coincide con el valor medido de [Chl-a] (43 µg/L) ese mismo día medido por la CHJ.

La discrepancia entre los datos de [Chl-a] reales y los estimados, puede deberse a la falta de coincidencia entre las fechas de los datos medidos *in situ* con las fechas de imágenes despejadas de S-2, lo que imposibilitó realizar una validación más robusta entre la [Chl-a] estimada y la [Chl-a] medida por la CHJ. Será necesario analizar los resultados obtenidos en el embalse de Beniarrés, teniendo en cuenta los elevados valores de [Chl-a] (>50 µg/L), así como el método de corrección atmosférica y otros parámetros que no han sido considerados a pesar de haber utilizado la misma base de datos y metodología de trabajo.

Dentro del proyecto ESAQS se están realizando campañas que incluyen el muestreo de parámetros biofísicos y de radiometría de campo en diferentes embalses de la CHJ. El objetivo es tener información de campo coincidente con las fechas de paso de los satélites de la constelación Sentinel: S-2A para explotar su amplia resolución espectral y espacial, complementarlo y aminorar los tiempos de visita con S-2B y aprovechar las bandas de Sentinel-3 para el estudio de las masas de agua.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias al apoyo del Programa Prometeo para grupos de Investigación de Excelencia de la Conselleria d'Educació, Investigació, Cultura i Esport (GVPRIME-TEO2016-132) "Seguimiento del estado ecológico de aguas continentales y costeras con los nuevos satélites de observación de la tierra". Se agradece especialmente a la

Confederación Hidrográfica del Júcar por el aporte de los datos de campo de los diferentes embalses.

6. BIBLIOGRAFÍA

Dall'Olmo, G., Gitelson, A.A., Rundquist D.C. 2003. Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll-a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters. *Geophysical Research Letters*. 30, 18.

Esaias, W., et al. 1998. An overview of MODIS capabilities for ocean science observations. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 36(4), 1250-1265

Gilerson, A.A., Gitelson, A.A., Zhou, J., Gurlin, D., Wesley, M., Iannou, I., Ahmed, S. 2010. *Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands*. Optical Society of America.

Mobley, C. 1994. *Light and Water: Radiative Transfer in Natural Waters*. Academic Press.

OECD. 1982. *Eutrophication des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte*. Paris, France. Organisation for Economic Co-operation and Development.

O'Reilly, J., et al. 2000. Ocean color chlorophyll a algorithms for SeaWiFS, OC2, and OC4: Version 4. *SeaWi-FS postlaunch calibration and validation analyses, Part, 3*, 9-23.

Ruescas, A.B., Pereira-Sandoval, M., Tenjo C., Ruiz-Verdú A., Steinmetz, F., De Keukelaere, 2016. Sentinel-2 atmospheric correction inter-comparison over two lakes in Spain and Peru-Bolivia. *CLEO (Colour and Light in the Ocean from Earth Observation) Workshop*. 6-8 September.

Ruiz-Verdú, A., et al. 2016. Comparison of MODIS and LANDSAT-8 retrievals of chlorophyll-a and water temperature over Lake Titicaca. *XVIII Iberian Congress of Limnology*. IRTA. Tortosa. 4-8 July.

Ruiz-Verdú, A., et al. 2016b. Mapping water quality in the albufera of Valencia lake with the new Sentinel-2 Earth Observation satellite. *XVIII Iberian Congress of Limnology*. IRTA. Tortosa. 4-8 July 2016.

Vanhellemont, Q., Ruddick, K. 2014. Turbid wakes associated with offshore wind turbines observed with Landsat 8. *Remote Sensing of Environment*, 145, 105-115.

Vanhellemont, Q. 2017. Current Version 20170113.0. Acolite manual.

Modelo de Mezcla Lineal aplicado al mapeo de la temperatura superficial a nivel de subpíxeles

Giraldo-Osorio, J. D.⁽¹⁾, Eslava-Rodríguez, A. G.⁽²⁾

⁽¹⁾ Pontificia Universidad Javeriana., Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil, Cra. 7 No. 40-62, Bogotá, Colombia. j.giraldo@javeriana.edu.co

⁽²⁾ Pontificia Universidad Javeriana., Facultad de Ingeniería, Maestría en Hidrosistemas, Cra. 7 No. 40-62, Bogotá, Colombia. eslavaalex@javeriana.edu.co

Resumen: El objetivo del presente trabajo es generar mapas de temperatura superficial (*Land Surface Temperature*; LST) con resolución espacial más fina, a partir de productos con resolución espacial gruesa (e. g. MODIS, cuyos productos de temperatura superficial tienen 1000 m de resolución espacial). Se propone utilizar el Modelo de Mezcla Lineal (*Linear Mixture Model*; LMM) para determinar las temperaturas de las coberturas al interior de los píxeles gruesos, el cual también es utilizado para determinar las fracciones de las coberturas. Finalmente, se utiliza un mapa clasificado a nivel de subpíxeles para localizar los valores de temperatura al interior de los píxeles gruesos

Palabras clave: Temperatura superficial, análisis de subpíxel, modelo de mezcla lineal, mapas de fracciones de cobertura.

Linear Mixture Model applied to surface temperature mapping at sub-pixel level

Abstract: The goal is to generate *Land Surface Temperature (LST)* maps, with finer spatial resolution, from products with coarser spatial resolution (e. g. MODIS, whose surface temperature products have 1000 m of spatial resolution). The *Linear Mixture Model (LMM)* is proposed to determine the temperatures of each land cover inside the coarse pixels. The LMM is also used to assess the land cover fractions inside those coarse pixels. Finally, a subpixel level classified map is used to locate the temperature values inside the coarse pixels.

Keywords: Surface temperature, sub-pixel analysis, linear mixing model, coverage fraction maps.

1. Introducción

Diversos productos del sensor MODIS entregan imágenes de temperatura superficial (Wan, 2015). La validez de estos productos ha sido ampliamente documentada por diversos estudios que los han utilizado (Coll *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2016; Parinussa *et al.*, 2016). Sus características de resolución espacial (desde 1 km) y temporal (desde 1 día) los hacen tremendamente útiles para estudios a escalas regionales, pero su utilidad es limitada cuando se requieren mapeos de la temperatura de mayor detalle. Para superar esta limitación, se han propuesto varias metodologías para obtener mapas a nivel de subpíxeles (el llamado *downscaling* espacial; Bisquert *et al.*, 2016; Bonafoni, 2016; Hassaballa *et al.*, 2017; Zhan *et al.*, 2016). La mayoría de estas metodologías incluyen imágenes de otros sensores con resoluciones espaciales finas, pero generalmente con resoluciones temporales más gruesas (e.g. Landsat 8, resolución espacial de 100 m, y 16 días de resolución temporal); se realizan entonces suposiciones sobre las relaciones entre la temperatura de la imagen gruesa y la fina, que se asumen constantes, al menos, durante un intervalo de tiempo igual a la resolución temporal de la imagen más fina.

En el presente trabajo se ha utilizado la metodología de clasificación a nivel de subpíxeles de Giraldo Osorio y García Galiano (2012). Este trabajo utiliza el LMM para estimar las proporciones de las coberturas puras al interior de los píxeles gruesos; a partir de estos mapas de fracciones de cobertura, y utilizando suposiciones sobre

la coherencia espacial de las clases puras, se define la ubicación de éstas al interior de cada uno de los píxeles gruesos. El presente trabajo también se ha utilizado la suposición del LMM (i.e. el valor de la temperatura del píxel grueso es una combinación lineal de las temperaturas de cada clase pura al interior del píxel, multiplicado por las fracciones de cobertura que éstas cubren), sin las restricciones para la clasificación. De esta manera, se logró un mapa de temperaturas más fino a partir del producto MODIS, sin necesidad de utilizar imágenes de otros sensores para realizar la partición.

La metodología propuesta está siendo probada en una zona cenagosa de la cuenca del río Magdalena (Colombia), logrando resultados prometedores. El objetivo del proyecto que está desarrollando la metodología es lograr un mapeo adecuado de la temperatura de los cuerpos de agua.

2. Materiales y Métodos

2.1. Zona de estudio

El área de estudio corresponde al sector nororiental de la Depresión Momposina (Colombia; Figura 1a). La Depresión Momposina es un área cenagosa al norte del país, creada por la confluencia de los ríos Magdalena, Cauca, San Jorge y Cesar (Plata-Díaz y Pimienta-Rueda, 2011). Aunque el drenaje de la zona hace parte de la gran cuenca Magdalena-Cauca, la confluencia de los cuatro ríos antes mencionados alimenta un sistema altamente dinámico y complejo de canales y ciénagas, que en

temporada de lluvia sirven para que los ríos descansen sus crecientes, y en periodos de sequía conservan agua para refrescar la fauna y flora de la región, además de alimentar una creciente actividad piscícola de las poblaciones alrededor. Entre las numerosas ciénagas que componen la Depresión se encuentra la Ciénaga de Zapatosa, cuyo tamaño (400 km²) la convierte en una de las más importantes del complejo. La zona aledaña de esta ciénaga es el objetivo de estudio del presente trabajo (ver Figura 1b).

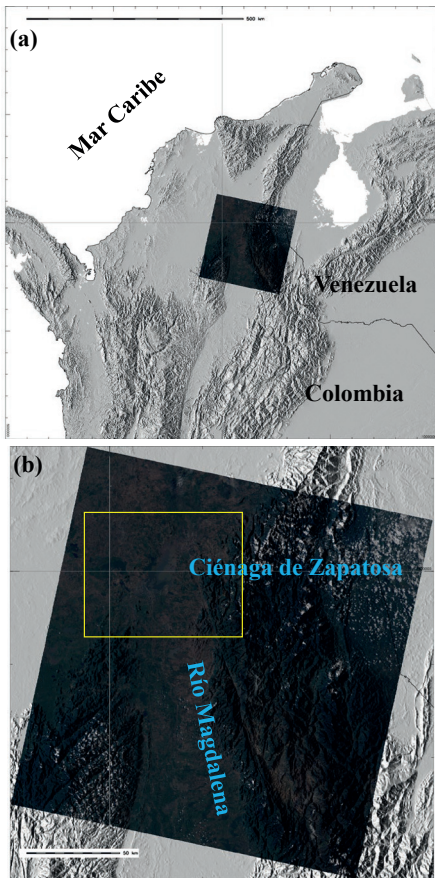


Figura 1. Composición de color pseudo real Landsat 8 con (a) la ubicación general de la zona de estudio, y (b) detalle de la zona seleccionada (en amarillo).

2.2. Productos satelitales utilizados

Todos los productos satelitales corresponden con la fecha 28/07/2014 (día juliano 209). Para estimar las fracciones de cobertura y realizar la clasificación de subpíxeles se utilizó una imagen MODIS, producto de reflectancia MOD09A1, con 500 m de resolución espacial (Vermote, 2015). Como imagen gruesa de temperatura superficial (LST) se utilizó el producto MOD11A2, el cual tiene una resolución espacial de 1000 m (Wan, 2015). Esta

es la imagen con resolución gruesa a la que se pretende realizar *downscaling*.

Con fines de evaluación de la metodología, se construyó un mapa de LST a partir de una imagen Landsat 8 para la fecha y la zona de estudio ya definidas. La metodología *split-window* utilizada para la construcción de este mapa está ampliamente explicada en Jiménez-Muñoz et al. (2014), utilizando los mismos coeficientes para la ecuación que allí se presentan; de acuerdo con los autores, el método *split-windows* es robusto para diversas condiciones de contenido de agua en la atmósfera alrededor del globo. Esta variable (contenido de agua en la atmósfera), fue extraída del producto MODIS MYD05_L2 (Gao y Kaufman, 2015) para el día 29/07/2014, día juliano 210 (un día posterior a todas las demás imágenes), debido a que en el día 209 no se encontraron imágenes que cubrieran completamente la zona de estudio.

2.3. Clasificación de subpíxeles

La clasificación de subpíxeles realizada aquí es la propuesta por Giraldo Osorio y Garcia Galiano (2012). Esta metodología realiza la clasificación a nivel de subpíxeles utilizando las suposiciones del LMM para definir las fracciones de cobertura al interior de los píxeles gruesos, y luego se ubican los subpíxeles de cada clase utilizando lo que los autores llamaron el Análisis de Coherencia Espacial.

2.4. Temperatura a nivel de subpíxeles

Para el cálculo de la temperatura a nivel de subpíxeles, la suposición básica viene dada por el LMM: la temperatura del píxel grueso es la suma de las temperaturas de cada clase de cobertura, ponderada por el área que cada una de éstas cubre. Sin embargo, si esta ecuación se plantea para un solo píxel, entonces el sistema no tendría solución porque existirían más incógnitas que ecuaciones a resolver (a menos que el píxel sea puro –i.e. sólo existe una clase de cobertura en su interior–). Por esta razón, debe tomarse un kernel alrededor del píxel de interés para plantear más ecuaciones que permitan plantear una solución al problema (Figura 2).

$$\begin{bmatrix} T_{1,1} & T_{1,2} & T_{1,3} \\ T_{2,1} & T_{2,2} & T_{2,3} \\ T_{3,1} & T_{3,2} & T_{3,3} \end{bmatrix} = T^1 * \begin{bmatrix} f_{1,1}^1 & f_{1,2}^1 & f_{1,3}^1 \\ f_{2,1}^1 & f_{2,2}^1 & f_{2,3}^1 \\ f_{3,1}^1 & f_{3,2}^1 & f_{3,3}^1 \end{bmatrix} + T^2 * \begin{bmatrix} f_{1,1}^2 & f_{1,2}^2 & f_{1,3}^2 \\ f_{2,1}^2 & f_{2,2}^2 & f_{2,3}^2 \\ f_{3,1}^2 & f_{3,2}^2 & f_{3,3}^2 \end{bmatrix} + \dots$$

Figura 2. Esquema de cálculo de la temperatura a nivel de subpíxeles, suponiendo un kernel 3×3.

El esquema de cálculo planteado por la Figura 2 puede ser desarrollado como un sistema matricial:

$$\mathbf{T}_{OBS} = \mathbf{F} \mathbf{T}_{CALC} \tag{1}$$

donde

\mathbf{T}_{OBS} es un vector que contiene los valores de las temperaturas observadas de resolución gruesa, con dimensiones NP×1.

F =Matriz que contiene los valores de las fracciones de cobertura, con dimensiones $NP \times NC$.

T_{CALC} =Vector que contendrá las temperaturas calculadas para cada una de las clases puras, con dimensiones $NC \times 1$.
 NP =Número de píxeles gruesos que componen el kernel (si el kernel tiene tamaño $k \times k$, entonces $NP = k^2$).

NC =Número de clases puras consideradas para la clasificación a nivel de subpíxeles.

El sistema planteado por la Ecuación (1) se solucionó de la siguiente manera:

$$T_{CALC} = (F^T F)^{-1} F^T T_{OBS} \quad (2)$$

3. RESULTADOS

3.1. Clasificación

Para realizar la clasificación, se utilizó el mapa de NDVI de la zona calculado con las imágenes MODIS para definir las zonas de entrenamiento. Utilizando las suposiciones del LMM se lograron estimar las fracciones de cobertura de cada una de estas clases a partir de las imágenes de reflectancia. En la Figura 3 se presentan los mapas construidos para esta variables, con 500 m de resolución espacial. Debe notarse que las clases 1, 2 y 3 se definieron sobre los cuerpos de agua (la ciénaga, los humedales y el río Magdalena), la clase 4 corresponde con zonas relativamente secas y desprovistas de vegetación, y la clase 5 a zonas con vegetación vigorosa.

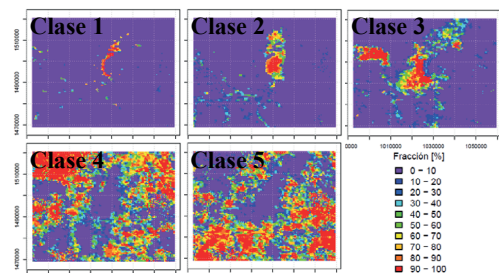


Figura 3. Fracciones de cobertura para las cinco clases puras consideradas.

El mapa clasificado a nivel de subpíxeles se presenta en la Figura 4. Este mapa fue construido con una resolución de 50 m, y servirá para ubicar los valores de LST calculados con la ecuación (2).

3.2. Temperatura

Se construyeron los mapas de LST a nivel de subpíxeles, desagregando el producto MOD11A2 desde los 1000 m (resolución con la que fue descargado; MODIS grueso en la Figura 5), hasta los 50 m (resolución del mapa clasificado a nivel de subpíxeles; MODIS subpíxel). El mapa LST Landsat fue construido con 30 m de resolución espacial.

Se observa de la Figura 5 que existe un desvío consistente entre la LST MODIS grueso y Landsat, que se extiende para todos los estadísticos calculados. Este desvío se puede explicar ya que el LST MODIS es un producto robusto y bien testado, mientras que los canales termales

Landsat 8 presentan dificultades de calibración debido al denominado *Stray Light Problem* (Gerace y Montanaro, 2017); sin embargo, el LST Landsat es útil para observar la variabilidad espacial del campo.

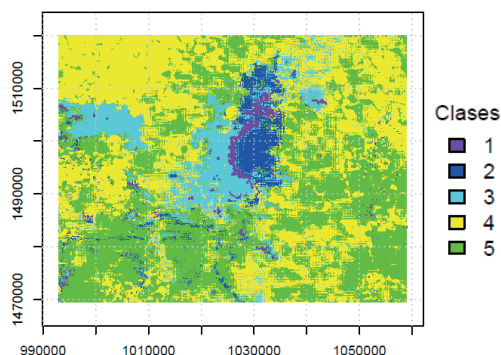


Figura 4. Mapa clasificado a nivel de subpíxeles.

Esta situación del desvío sistemático hace difícil comparar la variabilidad espacial de los campos si éstos no se llevan al mismo parámetro de ubicación (i.e. restar en todo el campo la media del mismo). Los mapas de LST presentados en la Figura 6 tienen en cuenta esta cuestión: el valor de cero en todos ellos corresponde con el valor promedio presentado en la Figura 5b.

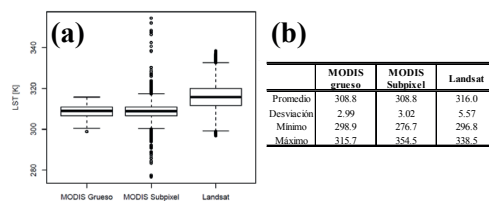


Figura 5. (a) Boxplot de los mapas de LST construidos, y (b) parámetros estadísticos básicos de estos campos.

Se observa en estos mapas que, como se esperaba, el mapa LST MODIS grueso (Figura 6a) presenta mucha menos variabilidad espacial que el LST Landsat (Figura 6c).

El mapa que se quería probar para este trabajo -LST MODIS subpíxeles- hereda todas las características geoestadísticas del mapa padre -LST MODIS grueso-. Si se observa con detenimiento el *boxplot* en la Figura 5a, los cuartiles de ambos mapas son prácticamente iguales, excepto por algunos valores extremos calculados en el mapa más fino.

Estos valores extremos están relacionados con problemas para resolver la ecuación (2). Por ejemplo, cuando existan vectores en la matriz F que no sean linealmente independientes, entonces $(F^T F)^{-1}$ resultará ser una matriz no invertible que impide la solución.

4. DISCUSIÓN

Se ha presentado un método para realizar el *downscaling* de mapas de LST con resolución gruesa. Las principales

ventajas del método son que utiliza una clasificación a nivel de subpíxeles del producto de reflectancia, que no requiere imágenes de otro sensor, y que no utiliza otros productos satelitales.

Los resultados son altamente dependientes de la estructura espacial del mapa LST grueso del que se parte. El mapa LST de resolución fina hereda múltiples características geoestadísticas del campo LST de resolución gruesa, entre ellas, la baja variabilidad espacial del campo LST. El método aumenta artificialmente la variabilidad del campo de resolución gruesa, al generar valores espurios (muy altos o muy bajos) por problemas numéricos en la solución del sistema de matrices. Se probó calculando los componentes principales de la matriz F , o su pseudoinversa a través de la Descomposición de Valores Singulares, pero los resultados no fueron satisfactorios. Para un futuro cercano se propone la solución como un problema de optimización.

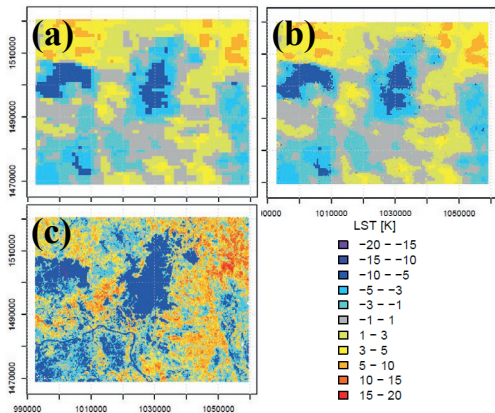


Figura 6. Mapas diferencias de LST para (a) MODIS grueso, (b) MODIS subpíxel y (c) Landsat.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bisquert, M., Sánchez, J.M., Caselles, V. 2016. Evaluation of Disaggregation Methods for Downscaling MODIS Land Surface Temperature to Landsat Spatial Resolution in Barrax Test Site. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 9(4), 1430–1438. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2016.2519099>

Bonafoni, S. 2016. Downscaling of Landsat and MODIS Land Surface Temperature Over the Heterogeneous Urban Area of Milan. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 9(5), 2019–2027. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2016.2514367>

Coll, C., García-Santos, V., Niclòs, R., Caselles, V. 2016. Test of the MODIS Land Surface Temperature and Emissivity Separation Algorithm With Ground Measurements Over a Rice Paddy. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 54(5), 3061–3069. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2015.2510426>

E. Vermote. 2015. MOD09A1 MODIS/Terra Surface Reflectance 8-Day L3 Global 500m SIN Grid V006. *NASA EOSDIS Land Processes DAAC*. Retrieved from <https://doi.org/10.5067/modis/mod09a1.006>

Gao, B.C., Kaufman, Y. J. 2015. MOD05_L2 MODIS/Terra Total Precipitable Water Vapor 5-Min L2 Swath 1 km and 5 km. *Level 1 and Atmosphere Archive and Distribution System (LAADS)*. Retrieved from http://dx.doi.org/10.5067/MODIS/MOD05_L2.006

Gerace, A., Montanaro, M. 2017. Derivation and validation of the stray light correction algorithm for the thermal infrared sensor onboard Landsat 8. *Remote Sensing of Environment*, 191, 246–257. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.01.029>

Giraldo Osorio, J.D., Garcia Galiano, S. 2012. Development of a sub-pixel analysis method applied to dynamic monitoring of floods. *International Journal of Remote Sensing*, 33(7), 2277–2295. <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.608091>

Hassaballa, A.A., Matori, A.-N., Al-Gaadi, K.A., Tola, E.H., Madugundu, R. 2017. Sub-pixel analysis to enhance the accuracy of evapotranspiration determined using MODIS images. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 10(2), 103–113. <https://doi.org/10.3965/ijabe.v10i2.2890>

Jiménez-Muñoz, J.C., Sobrino, J.A., Skoković, D., Mattar, C., Cristóbal, J. 2014. Land Surface Temperature Retrieval Methods From Landsat-8 Thermal Infrared Sensor Data. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 11(10), 1840–1843. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2014.2312032>

Liu, Y., Wu, C., Peng, D., Xu, S., Gonsamo, A., Jassal, R. S., ... Chen, J.M. 2016. Improved modeling of land surface phenology using MODIS land surface reflectance and temperature at evergreen needleleaf forests of central North America. *Remote Sensing of Environment*, 176, 152–162. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.01.021>

Parinussa, R. M., Lakshmi, V., Johnson, F., Sharma, A. 2016. Comparing and Combining Remotely Sensed Land Surface Temperature Products for Improved Hydrological Applications. *Remote Sensing*, 8(2), 162. <https://doi.org/10.3390/rs8020162>

Plata-Díaz, Y., Pimienta-Rueda, A.-L. 2011. Factors determining the phytoplankton variability in the swamps of the Momposina Depression (Colombia). *CT&F - Ciencia, Tecnología Y Futuro*, 4(4), 105–122.

Wan, S.H.Z. 2015. MOD11A2 MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity 8-Day L3 Global 1km SIN Grid V006. *NASA EOSDIS Land Processes DAAC*. Retrieved from <https://doi.org/10.5067/modis/mod11a2.006>

Zhan, W., Huang, F., Quan, J., Zhu, X., Gao, L., Zhou, J., Ju, W. 2016. Disaggregation of remotely sensed land surface temperature: A new dynamic methodology. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(18), 2016JD024891. <https://doi.org/10.1002/2016JD024891>

Validación de algoritmos para la estimación de la Clorofila-*a* con Sentinel-2 en la Albufera de Valencia

Soria, X. ⁽²⁾, Delegido, J. ⁽¹⁾, Urrego, E. P. ⁽¹⁾, Pereira-Sandoval, M. ⁽¹⁾, Vicente, E. ⁽²⁾, Ruíz-Verdú, A. ⁽¹⁾, Soria, J. ⁽³⁾, Peña, R. ⁽¹⁾, Tenjo, C. ⁽¹⁾, Moreno, J. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Laboratorio de Procesado de Imágenes, Universitat de València. C/ Catedrático José Beltrán, 2. 46980-Paterna, Valencia, España. Jesus.Delegido@uv.es

⁽²⁾ Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva (ICBiBE). Universitat de València. C/ Catedrático José Beltrán, 2. 46980-Paterna, València, España.

⁽³⁾ Departament de Microbiologia i Ecologia, Fac. C. Biològiques. Campus Burjassot. Universitat de València, C/ Dr. Moliner, 50, 46100, Burjassot, València, España. Soria.Xavi@uv.es,

Resumen: Enmarcado dentro del proyecto *Ecological Status of Aquatic systems with Sentinel satellites*, en este trabajo se ha generado una amplia base de datos (N=392) de reflectividades de S2 simuladas con un modelo de transferencia radiativa, para diferentes concentraciones de Clorofila-*a*. A partir de ella se calibraron numerosos índices multispectrales para bandas S2 con objeto de evaluar la exactitud y precisión de diversos modelos para la estimación de Clorofila-*a* con bandas del R-NIR en la Albufera de Valencia. Los mejores resultados ($R^2 > 0,99$) se obtuvieron con un índice normalizado de cuatro bandas y con el modelo tribanda de Dall'Olmo *et al.* (2003). Estos modelos, junto con los algoritmos semianalíticos de Gons (1999), Gilerson *et al.* (2010) y Moses *et al.* (2012), fueron validados con datos de Clorofila-*a* *in situ* coincidentes con imágenes S2 de la Albufera corregidas atmosféricamente entre junio y diciembre de 2016, validándose también la corrección atmosférica de Sen2Cor con datos de campo, obteniéndose valores de reflectividades de agua aceptables para la estimación de parámetros biofísicos en lagos eutróficos.

Palabras clave: Sentinel-2, Calidad del agua, Clorofila-*a*, Albufera de Valencia.

Validation of algorithms for Chlorophyll estimation with Sentinel-2 in Albufera de Valencia

Abstract: Framed within the *Ecological Status of Aquatic systems with Sentinel satellites* project, several multispectral indices for S2 bands were calibrated to evaluate the accuracy and precision of various models for the estimation of Chlorophyll-*a* with R-NIR bands in the Albufera of Valencia, from a large dataset (N = 392) the S2 reflections simulated with a radiative transference model, for different concentrations of Chlorophyll-*a*. The best results ($R^2 > 0.99$) were obtained with a normalized four-band index and with the triband model of Dall'Olmo *et al.* (2003). These models, along with the semianalytic algorithms of Gons (1999), Gilerson *et al.* (2010) and Moses *et al.* (2012), were validated with *in situ* Chlorophyll-*a* data coincident with S2 images atmospheric corrected from Albufera de Valencia between June and December 2016. Also, the atmospheric correction of Sen2Cor was validated with field data, obtaining values of acceptable water reflectivities for the estimation of biophysics parameters in eutrophics lakes.

Keywords: Sentinel-2, water quality, Chlorophyll-*a*, Albufera de Valencia.

1. INTRODUCCIÓN

La Albufera de Valencia, ubicada en la costa este Mediterránea, es una laguna costera poco profunda e hipertrófica, rodeada de campos de arroz y poblaciones, la cual posee una concentración media de Clorofila-*a* entre 150 y 300 mg/m³ (Soria, 1997; Ruescas, 2016). A pesar de su alto valor ecológico, su calificación de hipertrófica es debida al vertido excesivo de desechos provenientes tanto de actividades agrícolas, así como de aguas domésticas e industriales (Soria, 1987). Este tipo de aguas se definen como medios turbios con reflectividades relativamente elevadas, las cuales pueden ser estudiadas a partir de algoritmos empíricos aplicados a imágenes procedentes de sensores multispectrales, que aportan información oportuna y precisa del estado ecológico de aguas continentales y costeras, aun cuando

dichos sensores no estén específicamente diseñados para medios acuáticos (Matthews, 2011).

El satélite Sentinel-2 (S2), diseñado principalmente para estudios de vegetación y suelos, reúne una serie de características que lo hacen muy adecuado para el seguimiento de calidad de aguas continentales, entre las que destacan la ubicación de sus bandas (Red – NIR), siendo éstas especialmente adecuadas para la estimación de concentración de clorofila [Chl-*a*] en lagos eutróficos (Matthews, 2011), permitiendo obtener mapas temáticos de lagos y embalses con una precisión y nivel de detalle nunca alcanzados en misiones operacionales anteriores. Basado en esta misión, el proyecto ESAQS (*Ecological Status of Aquatic systems with Sentinel satellites*) tiene como objetivo desarrollar y validar algoritmos para obtener indicadores ecológicos de calidad de aguas

continentales y costeras con los satélites Sentinel-2 y Sentinel-3, y ha centrado sus primeras campañas en la estimación de la [Chl-a] en la Albufera de Valencia, dichos resultados son mostrados en este trabajo.

Partiendo de una base de reflectividades de S2 simuladas con un modelo de transferencia radiativa (RTM) de [Chl-a], se han calibrado numerosos índices multispectrales para la estimación de dicho parámetro en el lugar de estudio, dichos modelos han sido validados con datos *in situ*. De igual manera, se validó la corrección atmosférica implementada por la ESA con datos de campo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Base de datos de reflectividades simuladas

La simulación de reflectividades del agua se llevó a cabo, con la colaboración del Área de Teledetección del Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA), utilizando el RTM Hydrolight (HE5), (Mobley, 1989). Se diseñó un modelo bio-óptico con 4 constituyentes ópticamente activos (OACs): agua; fitoplancton; materia orgánica disuelta coloreada (CDOM) y partículas en suspensión (SM). Se utilizaron propiedades ópticas inherentes (IOPs) medidas en la Albufera de Valencia (Ruiz-Verdú *et al.*, 2008) y rangos realísticos de la variable de este lago hipertrofico: [Chl-a] entre 20 y 500 mg/m³ y $a_{CDOM}(440)$ entre 0,1 y 4 m⁻¹. Como aproximación a las IOPs de las partículas en suspensión, se asumió un origen biogénico de las mismas. Se obtuvieron un total de 392 espectros de reflectividad del agua a 1 nm de resolución espectral (en el rango 400-1000 nm).

2.2. Calibración y validación de modelos para [Chl-a]

La base de datos simulada fue utilizada para la calibración de numerosos índices multispectrales. Una vez obtenidos los resultados para cada modelo, se seleccionaron los mejores índices en función de los valores del coeficiente de correlación, a saber, un modelo espectral normalizado de 4 bandas de S2 (ND4), y el algoritmo de tres bandas de Dall’Olmo *et al.* (2003) (TBDO). Para la fase de validación, también se incluyeron dos algoritmos publicados para aguas eutróficas, basados en el pico de reflectividad a 705 nm y originalmente calibrados para MERIS: el algoritmo semianalítico R-NIR de Gons (1999), y el algoritmo semianalítico de tres bandas de Gilerson *et al.* (2010) y Moses *et al.* (2012). Todos los modelos fueron validados con datos de [Chl-a] *in situ* de campañas previas coincidentes con imágenes S2 (Ruiz-Verdú, 2016). Finalmente, para este trabajo y basado en el mejor índice de correlación de la validación anterior, el algoritmo tribanda de Dall’Olmo (TBDO) fue validado con datos obtenidos en 5 campañas coincidentes con imágenes S2 entre los meses de junio y noviembre de 2016, con seis puntos de muestras de agua, que fueron procesadas para la determinación de [Chl-a] por el método espectrofotométrico (ISO 10260, 1992).

El modelo seleccionado fue aplicado a dos imágenes procedentes del sensor MSI, adquiridas sobre la Albufera de Valencia, a bordo del satélite Sentinel-2A.

Las imágenes de fechas 20/06/2016 y 17/11/2016, fueron corregidas a reflectividades con el módulo Sen2Cor del software SNAP desarrollado por la ESA. Las bandas fueron remuestreadas a la resolución mínima (10 m) para posteriormente aplicar el modelo.

3. RESULTADOS

3.1. Validación de la corrección atmosférica de Sen2Cor

Las reflectividades de Sentinel-2 obtenidas con Sen2Cor fueron comparadas con reflectividades *in situ* medidas al mismo tiempo de la adquisición de las imágenes, tomadas entre junio y diciembre del 2016. La figura 1 muestra la comparación de dichos datos con una muestra de N=4 en cada banda, observándose una pequeña tendencia de sobreestimación de valores obtenidos por Sen2Cor. Aun cuando éste no es un método de corrección atmosférica adaptado a medios acuáticos, se obtienen valores de reflectividades de agua aceptables para este tipo de medios turbios (Ruescas, 2016).

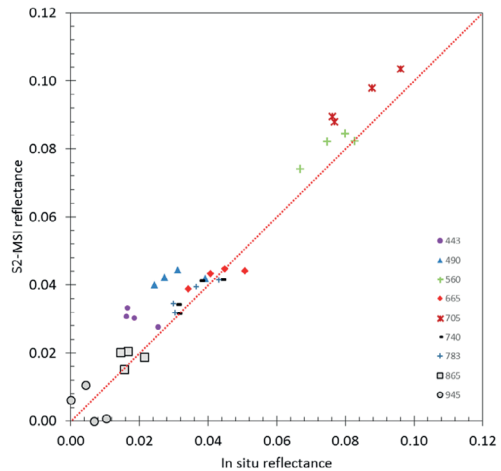


Figura 1. Comparación de medidas de reflectividad obtenidas por S2 y datos *in situ*.

3.2. Calibración de los modelos

En la Tabla 1 se muestran los modelos calibrados ND4 y TBDO con los datos simulados en el RTM, junto con las combinaciones de bandas que proporcionan una mayor correlación, seleccionando las combinaciones con mayor R² para el parámetro [Chl-a]. El modelo ND4 (Figura 2) muestra la relación entre las bandas del espectro VNIR, mientras que el algoritmo TBDO (Figura 3) se basa en la relación de las bandas espectrales rojo e infrarrojo cercano. Estos algoritmos evalúan el máximo del pico de reflectividad a los 705 nm por la interacción del *backscattering* del fitoplancton con respecto al mínimo a 665 nm por la fuerte absorción del agua, los cuales incrementan en el infrarrojo (Mathews, 2011).

Tabla 1. Modelos para la calibración de S2.

Modelo	Algoritmo	R ²
ND4	$\frac{R(740) - R(490)}{R(560) + R(705)}$	0,996
TBDO	$R(740) \times \left(\frac{1}{R(665)} - \frac{1}{R(705)} \right)$	0,996

Para el cálculo de la estimación de la concentración de [Chl-a] a partir de estos algoritmos, se realiza un ajuste a cada modelo, resultando en una relación polinómica de segundo grado.

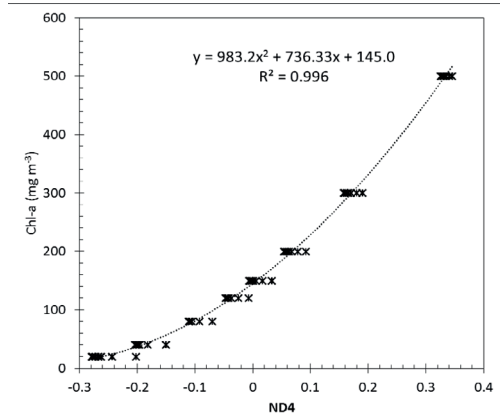


Figura 2. Calibración del modelo cuatribanda ND4.

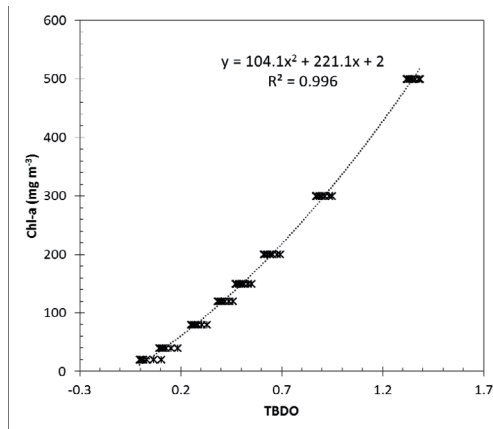


Figura 3. Calibración del modelo tribanda TBDO.

3.3. Validación de los modelos

Todos los modelos (tanto calibrados para la Albufera como los algoritmos semianalíticos publicados) fueron validados con datos *in situ*, mostrándose los resultados de correlación en la Tabla 2. En base a estos valores, se muestra la validación obtenida para el modelo con mayor correlación, en este caso, el modelo TBDO, el cual presenta un error de estimación muy bueno (Figura 4).

Tabla 2. Valores de R² y RMSE obtenidos en la validación de cada modelo.

Modelo	R ²	RMSE
TBDO (Calibrado para Albufera)	0,89	18,3
ND4	0,81	23,4
TBDO (Moses <i>et al.</i> , 2012)	0,88	20,0
TBDO (Gons, 1999)	0,76	25,4

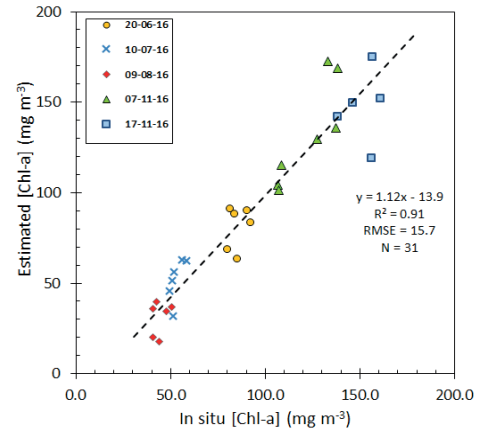


Figura 4. Validación del modelo tribanda TBDO.

3.4. Mapas de [Chl-a]

El modelo TBDO validado anteriormente fue aplicado a las dos imágenes S2. La figura 5 muestra el mapa de concentración de [Chl-a] para la fecha 20/06/2016, donde se aprecian patrones de concentraciones medias-altas en el centro de la Albufera, mostrando también las entradas de agua con menor [Chl-a] procedentes de las acequias que vierten al lago.

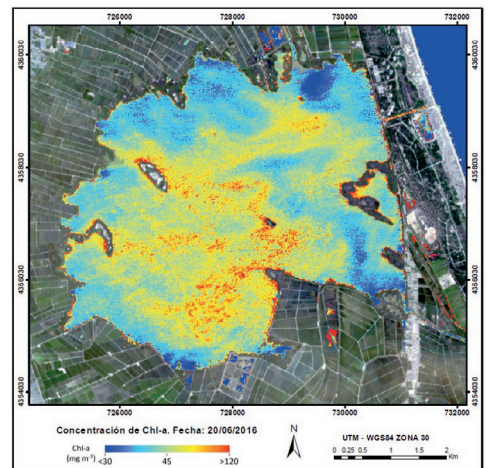


Figura 5. Mapa de concentración de [Chl-a] para el 20/06/2016.

Por otra parte, la figura 6 muestra el mapa de concentración de [Chl-a] para la fecha 17/11/2016, donde se aprecian nuevamente los patrones de variación espacial del fitoplancton.

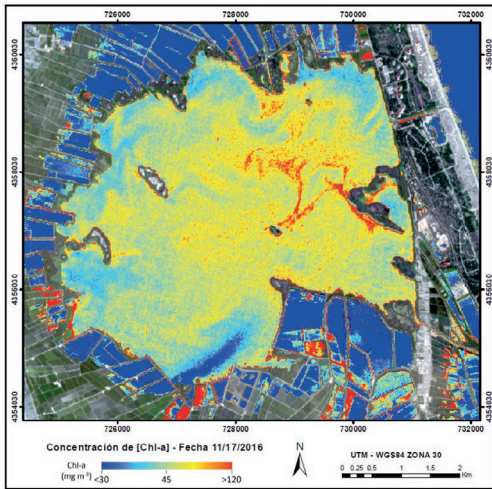


Figura 6. Mapa de concentración de [Chl-a] para el 17/11/2016.

4. DISCUSIÓN

Una vez analizados los algoritmos presentados para la estimación de la concentración de Chl-a, se obtuvo que el algoritmo tribanda de Dall’Olmo, específicamente calibrado para el caso de la Albufera de Valencia, ofrece los mejores resultados, siendo exitosamente validado con datos de campo. Por su parte, los mapas temáticos resultantes con Sentinel-2 mostraron patrones de distribución superficial con una resolución nunca alcanzada antes con satélites operacionales. Aunque la misión de satélites Sentinel-2 no ha sido diseñada para el estudio de calidad de aguas, en este trabajo se ha demostrado su capacidad para la estimación de [Chl-a] por teledetección en lagos eutróficos, debido a su combinación de resoluciones espectral, temporal y radiométrica, permitiendo su uso para el seguimiento regular de [Chl-a] en cuerpos de aguas continentales de todos los tamaños y poniendo de manifiesto el enorme potencial de S2 en el estudio de la calidad de aguas.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias al Proyecto del Programa Prometeo para grupos de investigación de excelencia de la Conselleria d’Educació, Investigació, Cultura i Esport (GVPROME-TEO2016-132) “Seguimiento del estado ecológico de aguas continentales y costeras con los nuevos satélites de observación de la Tierra”.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Dall’Olmo, G. et al. 2003. Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll-a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters. *Geophysical Research Letters*, 30, 18.
- Gilerson, A. et al. 2010. Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands. *Optic Express*, 18(23), 24109-24125.
- Gons, J. 1999. Optical teledetection of Chlorophyll-a in turbid inland waters. *Environmental Science and Technology*, 33, 1127-1132.
- ISO 10260. 1992. Water quality - Measurement of biochemical parameters - Spectrometric determination of the chlorophyll-a concentration. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 5235-5244.
- Matthews, M. W. 2011. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21), 6855-6899.
- Mobley, C. D. 1989. A numerical model for the computation of radiance distributions in natural waters with wind-roughened surfaces. *Limnology and Oceanography*, 34(8), 1473-1483.
- Moses, W. et al. 2012. Operational MERIS-based NIR-red algorithms for estimating chlorophyll-a concentrations in coastal waters - The Azov sea case study. *Remote Sensing of Environment*, 121, 118-124.
- Soria, J.M. 1987. Aporte de nutrientes y eutrofización de la Albufera de Valencia. *Limnética*, 3(2), 227-242.
- Soria, J.M. 1997. *Estudio limnológico de los ecosistemas acuáticos del “Parc Natural de L’Albufera” de Valencia*. Ph.D. Thesis, Universitat de València, 289 pp.
- Ruescas, A.B. et al. 2016. Sentinel-2 Atmospheric Correction Intercomparison over two lakes in Spain and Peru-Bolivia. *CLEO. ESA-ESRIN*. Frascati, Rome, Italy. 6-8 September 2016.
- Ruiz-Verdú, A. et al. 2008. Development of MERIS Lake Water Algorithms: Validation results from Europe. *2nd MERIS/AATSR User Workshop. ESA ESRIN*. Frascati, Italy. 22 - 26 September 2008 (ESA SP-666, November 2008).
- Ruiz-Verdú, A., et al. 2016. Mapping water quality with Sentinel-2 in Albufera de Valencia. *XVIII Iberian Congress of Limnology. IRTA*. Tortosa, Italy. 4-8 July 2016.

Uso de imágenes Landsat-8 para la estimación de la profundidad del disco de Secchi en aguas continentales

Soria, X. ⁽¹⁾, Vicente, E. ⁽¹⁾, Durán, C. ⁽²⁾, Soria, J. M. ⁽³⁾, Peña, R. ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva (ICBiBE). Universitat de València, Valencia, España. jasoper@alumni.uv.es, eduardo.vicente@uv.es

⁽²⁾ Confederación Hidrográfica del Júcar. 46071-Valencia España. cduran@chj.es

⁽³⁾ Departamento de Microbiología y Ecología. Universitat de València, Valencia, España. juan.soria@uv.es

⁽⁴⁾ Laboratorio de Proceso de Imágenes (IPL). Universitat de València, Valencia, España. rpenamart@yahoo.es

Resumen: Con el objetivo de aumentar la resolución espacial y temporal de medidas de profundidad del disco de Secchi a toda la superficie de embalses y lagos de la cuenca del Ebro, durante los años 2013, 2014 y 2015 se recopilieron datos en 51 puntos de muestreo *in situ*, coincidentes con 26 imágenes de Landsat 8. La heterogeneidad del conjunto de masas de agua, en cuanto a sus propiedades ópticas inherentes y por consiguiente de sus espectros de reflectancia, obligó a utilizar tres algoritmos diferentes para poder determinar la transparencia de todo el abanico de masas de agua, cuya aplicación se determinó gracias a clasificar las masas de agua a partir de umbrales de reflectividad.

Palabras clave: transparencia, Landsat, embalses, cuenca Ebro.

Landsat-8 images for Secchi disc depth estimation in inland waters

Abstract: To aim to increase the spatial and temporal resolution of measurements of the Secchi disk depth to the entire reservoir and lake water bodies of the Ebro basin, during the years 2013, 2014 and 2015, field data were collected at 51 sampling points, coinciding with 26 images of Landsat 8. The heterogeneity of the water masses, in terms of their inherent optical properties and consequently of their reflectance spectra, forced to use three different algorithms to be able to determine the transparency of all water masses, whose application was determined by classifying the water bodies with thresholds of reflectivity.

Keywords: transparency, Landsat, reservoirs, Ebro basin.

1. INTRODUCCIÓN

Desde la aprobación de la Directiva Marco del Agua, todos los gobiernos europeos tienen la responsabilidad de supervisar la calidad de sus masas de agua. Pero disponer de los recursos económicos necesarios para el seguimiento de todas ellas mediante las metodologías *in situ* es cada vez más difícil. Así, para mejorar la gestión y la calidad de los recursos acuáticos se requieren más esfuerzos, entre los que la aplicación de sistemas de observación de la Tierra es una técnica que actualmente está dando una contribución esencial (Lindell *et al.*, 1999).

La transparencia, como medida de la profundidad del disco de Secchi, y calculada a partir de reflectancias obtenidas mediante teledetección, esencialmente, muestra cambios en la carga de partículas gruesas. No obstante, es un indicador razonable de las condiciones tróficas (abundancia algal) excepto en las aguas con mucha materia orgánica disuelta cromofórica (CDOM) y baja concentración de clorofila *a* y en aguas con turbidez no algal (como partículas inorgánicas, arcilla o carbonato cálcico) que también plantean problemas (Brezonik *et al.*, 2005). Además, la claridad del agua es una información que se relaciona directamente con la percepción humana de la calidad del agua, siendo una herramienta importante desde una perspectiva de gestión del agua.

El problema de las aguas epicontinentales y costeras (aguas conocidas como “caso 2”) es que contienen mayor

presencia de componentes ópticamente activos como el fitoplancton, el CDOM y el tripton. Esta variación de los componentes, que influyen en las propiedades ópticas inherentes del agua, depende mucho de la zona de estudio.

La cuenca del Ebro presenta masas de agua muy heterogéneas, por tanto, en función de que componente predomine en el agua, la claridad puede estar dominada por las algas y la materia en suspensión relacionada con estas, contener altos niveles de CDOM que absorben la luz, lo que también afecta a la claridad y a la respuesta en el sensor del satélite, o estar limitada por los sedimentos en suspensión en lugares donde la erosión del suelo es un problema (Brezonik *et al.*, 2005).

Para la estimación de la profundidad del disco de Secchi mediante teledetección se utilizaron imágenes proporcionadas por el sensor OLI a bordo del satélite Landsat-8, puesto que son de fácil acceso, y se encuentran disponibles con los valores de reflectancia en superficie (ya procesadas en lo que respecta a la corrección atmosférica y la georreferenciación).

El trabajo se realizó con el objetivo de obtener unos algoritmos adecuados para la determinación de la profundidad del disco de Secchi y poder calcular el estado de calidad de todas las superficies de agua y complementar así los programas de muestreo existentes sin que el aumento de los gastos sea excesivamente alto para los gestores competentes.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El río Ebro se encuentra en el cuadrante noreste de la Península Ibérica, y transcurre en dirección noroeste sudeste por la depresión formada entre la cordillera Ibérica y los Pirineos. Durante el periodo estival de los años 2013, 2014 y 2015, se analizaron 27 embalses (Figura 1) en los que se tomaron 51 puntos de muestreo *in situ*, coincidentes con 26 imágenes de Landsat-8. La ventana de tiempo entre la adquisición de las imágenes y los muestreos de campo se amplió a 3 días siguiendo el ejemplo de Kutser (2012).



Figura 1. Situación de los embalses estudiados dentro de la cuenca hidrográfica del río Ebro.

Los muestreos se realizaron desde embarcaciones neumáticas provistas de motor fueraborda eléctrico, y una vez fondeados, las coordenadas del punto de muestreo se georreferenciaban con un GPS.

Inmediatamente, para determinar la profundidad de visión del disco de Secchi (Z_{DS}) se utilizó un disco blanco estándar de 20 cm de diámetro, siendo la medida el valor de la profundidad media resultante del punto en el que el disco desaparece por completo y la profundidad a la que vuelve a aparecer. La medida se tomó en la parte de popa de la embarcación, con la propagación de la luz hacia derecha o izquierda para que las puntas que sobresalen de la embarcación evitaran el reflejo de la luz en la superficie del agua, el efecto de las olas y la sombra de la embarcación.

Para obtener las imágenes correspondientes a las fechas de muestreo se realizaban peticiones a través de la página oficial de USGS (<http://earthexplorer.usgs.gov/>) solicitando imágenes ya procesadas con la corrección atmosférica y georreferenciadas, de modo que las imágenes recibidas correspondían a valores de la reflectancia de la superficie. El tratamiento de las imágenes se realizó con la aplicación ENVI 5.

2.1. Relaciones empíricas

Para establecer las relaciones entre los datos de campo y las reflectividades de las imágenes en los puntos de muestreo (Tabla 1), se tuvieron en cuenta dos consideraciones:

1. En la mayoría de casos, la relación de la Z_{DS} con la luz no es lineal, y se utiliza la transformación logarítmica de la Z_{DS} para las regresiones. Por este motivo todas

las relaciones se establecerán tanto con la Z_{DS} como con el logaritmo natural (Ln) de la Z_{DS} .

2. La presencia de dos bandas del sensor OLI situadas en el intervalo de longitudes de onda del azul (400-500 nm), la B1 y la B2, nos llevó a comprobar y constatar la fuerte relación que había entre ambas ($r=0,98$; $p = 0,001$; $n = 51$), y por lo tanto decidir utilizar las dos como representativas del azul.

Tabla 1. Bandas, cocientes de bandas y relaciones de otras autoras utilizadas para relacionar la reflectividad con los datos de campo.

Banda	Cocientes teóricos	Relaciones de otras autoras	
B4	Rojo/Azul B4/B1 y B4/B2	Giardino <i>et al.</i> , 2001	Azul/Verde B1/B3 y B2/B3
		Härmä <i>et al.</i> , 2001	(B1-B5)/(B4-B5) (B2-B5)/(B4-B5)

Normalmente, para la elaboración de los algoritmos empíricos para calcular la Z_{DS} se utilizan bandas en el rojo, a causa de la relación directa y positiva entre la reflectancia en el rojo y la carga de partículas gruesas y la consecuente dispersión de la luz. Por tanto, cuando la claridad del agua (Z_{DS}) disminuye, la brillantez en el rojo normalmente aumenta (Matthews, 2011). Por esta razón, en primer lugar, se decidió relacionar nuestro banco de datos con la B4 (636-673 nm).

En segundo lugar, se decidió utilizar el cociente rojo-azul, visto que la reflectancia en el azul, dominada por la absorción del fitoplancton, CDOM y detritus, puede servir para normalizar la brillantez en el rojo (Matthew, 2011).

En tercer lugar, se comprobaron dos relaciones establecidas por otros autores utilizando imágenes Landsat TM con unos rangos de datos comprendidos entre los obtenidos por nosotros. La primera de estas relaciones es la relación de Härmä *et al.* (2001) utilizando 85 muestras –con un rango de 0,4 a 7 m– y que obtuvo una R^2 de 0,81. Utiliza el cociente entre el azul y el rojo, restando primero a las bandas la reflectancia de una banda situada en el infrarrojo próximo para reducir los efectos atmosféricos y de la superficie en el sensor a la vez que mejora el ajuste de los algoritmos, puesto que las bandas en el infrarrojo están correlacionadas con la turbidez y la materia en suspensión. La segunda se eligió por tratar solo aguas muy claras. Giardino *et al.* (2001), en su estudio de lagos sub-alpinos, con un rango de datos entre los 4,6 y los 6,8 m, y utilizando 4 muestras, obtuvieron una R^2 de 0,85 mediante el cociente azul/verde, dado que en aguas con baja concentración de materia en suspensión, la brillantez aumenta hacia longitudes de onda inferiores. Como último recurso para establecer una relación con un buen coeficiente de determinación se utilizarán regresiones lineales múltiples (RLM), puesto que la explicación causal de estas es deficiente y su aplicabilidad limitada. Las RLM se llevarán a cabo inicialmente con las primeras 7 bandas del sensor y posteriormente se eliminarán aquellas que influyen menos en la relación,

hasta encontrar la R^2 ajustada más elevada y el error típico más pequeño.

2.2. Espectros de reflectancia

Las características asociadas a los embalses van unidas a su finalidad de regular las aguas. Por ello, los cambios de nivel son grandes para absorber la variabilidad de las entradas (las cuales provocan variaciones en los movimientos horizontales del agua y en su tasa de renovación), y da lugar a una marcada asimetría entre la presa y la cola característica (Margalef, 1983).

Existe pues una elevada heterogeneidad en relación a las propiedades ópticas inherentes, y por consiguiente de sus espectros de reflectancia, tanto dentro del conjunto de masas de agua del área de estudio como dentro de una misma masa de agua. Este motivo hizo estudiar por separado las muestras de embalses eutróficos y ultraoligotróficos (según la clasificación de la OCDE de 1982), visto que son las masas de agua más diferentes al resto en cuanto a su espectro de reflectancia. Por un lado, en las aguas eutróficas el espectro está dominado por la abundancia de fitoplancton y por otro, en las aguas ultraoligotróficas no hay componentes ópticamente activos que absorban la luz. Así se podrían establecer diferencias entre las masas de agua que ayuden en el momento de aplicar uno u otro algoritmo.

Los algoritmos calculados se comparan utilizando el Error de la raíz cuadrada de la media (RMSE), buena medida de la precisión pues permite comparar los errores de predicción de diferentes modelos para una variable particular. Para calcular el porcentaje de estos errores se utilizó la media de los valores estimados.

Se aplicaron los mejores algoritmos seleccionados a diversas imágenes para mostrar la variación espacial de la Z_{DS} y la posibilidad de utilizar esta herramienta para determinar el estado trófico (ET) de toda la superficie de agua y también visualizar la evolución temporal con imágenes correspondientes a las cuatro estaciones del año, a pesar de que los algoritmos solo se habían elaborado con muestras del período estival y no se pueden comprobar los resultados.

3. RESULTADOS

Los valores de Z_{DS} obtenidos en campo, oscilaron entre los 0,8 y los 17 m de profundidad, con una media de 3,8 m y una desviación estándar de 2,5 m, demostrando la gran variabilidad de aguas del lugar de estudio. Los 17 m de Z_{DS} correspondían al embalse de Llauset (embalse de alta montaña), siendo un máximo atípico que solo se utilizó en la regresión de los embalses ultraoligotróficos.

La regresión más significativa utilizando todas las muestras fue la RLM entre el Ln de los datos y todas las bandas de reflectancia excepto la banda 1 (Tabla 2), obteniéndose un RMSE de 0,8 m, un 24%.

El problema es que este porcentaje de error aumenta hasta el 39% para los embalses eutróficos y hasta el 34% para los ultraoligotróficos. Sin embargo, utilizando los algoritmos obtenidos con las mejores relaciones, el

Tabla 2. Coeficientes de determinación más significativos para las relaciones establecidas.

	Todos	Eutróficos	Ultraoligotróficos
B4	0,270*	0,222	0,358
B4/B1	0,013*	0,794*	0,162
B4/B2	0,039*	0,896*	0,016
B1/B3	0,216	0,478	0,930*
B2/B3	0,261	0,336	0,930*
(B1-B5)/(B4-B5)	0,038	0,799	0,163
(B2-B5)/(B4-B5)	0,062	0,941	0,011
RLM	0,749	-	-

*Utilizando el Ln de la Z_{DS}

error se reduce hasta el 10% en ultraoligotróficos (1 m) y hasta el 11% (0,2 m) en embalses eutróficos. Este último obtenido con la B1; puesto que el RMSE del algoritmo obtenido con la B2 era de 3 m.

3.1. Espectros de reflectancia

Observando diferentes espectros de reflectancia correspondientes a embalses con diferente estado trófico (Figura 2), se constataron los siguientes puntos de diferenciación entre espectros. Para diferenciar las aguas ultraoligotróficas se estableció un umbral máximo de 0,0035 en la diferencia entre la B3 (533-590) y la B2 (452-512), puesto que la baja concentración de clorofila *a*, CDOM y otras IOP, provoca que haya una reflectancia similar en las longitudes de onda del azul y el verde. Mientras que para diferenciar las aguas eutróficas se estableció un umbral mínimo de 0,01 en la diferencia entre la B4 y la B5, diferencia que aumenta con la mayor presencia de fitoplancton, al aumentar la reflectancia hacia el verde y la absorbancia en el rojo.

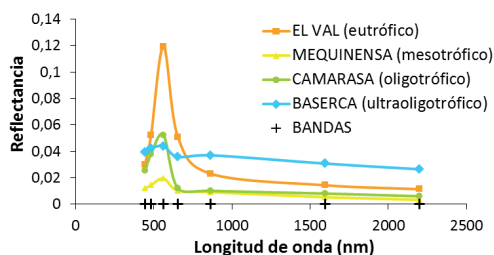


Figura 2. Espectros de reflectancia de cuatro embalses con diferente estado trófico.

3.2. Aplicación

Eutróficos: $Z_{DS} = 1,302 ((B2 - B5) / (B4 - B5)) - 0,088$

General: $Z_{DS} = \exp(1,52 + 19,73 \times B2 - 8,81 \times B3 - 54,14 \times B4 + 18,17 \times B5 - 12,15 \times B6 + 47,36 \times B7)$

Ultraoligotróficas: $Z_{DS} = \exp(2,487 \times B1/B3 - 0,0713)$

4. DISCUSIÓN-CONCLUSIÓN

El algoritmo obtenido utilizando todos los datos solo pudo ser posible utilizando una RLM, y aunque es un buen algoritmo para aguas meso u oligotróficas, la decisión de obtener otros dos algoritmos para aguas eutróficas y

ultraoligotrófica estuvo acertada. El algoritmo para aguas eutróficas utilizando la relación de Härmä *et al.* (2001) dio buenos resultados, con un porcentaje de RMSE del 11%, inferior al 34% obtenido en el estudio original, en el que utilizaron 85 muestras frente a tan solo 5 en nuestro caso. Para los embalses ultraoligotróficos también se obtuvieron buenos resultados utilizando la relación de Giardino *et al.* (2001), pero en el presente estudio se utilizó el Ln de la Z_{DS} porque el coeficiente de determinación mejoraba de 0,89 a 0,94. El porcentaje de RMSE obtenido del 10% utilizando tres muestras, mejoró los resultados de Giardino *et al.* (2001) en los que se obtuvieron un porcentaje de RMSE del 45% con cuatro muestras.

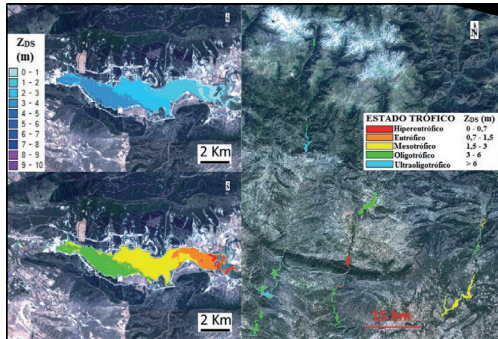


Figura 3. Variación espacial de la ZDS dentro de un mismo embalse y del ET entre embalses.

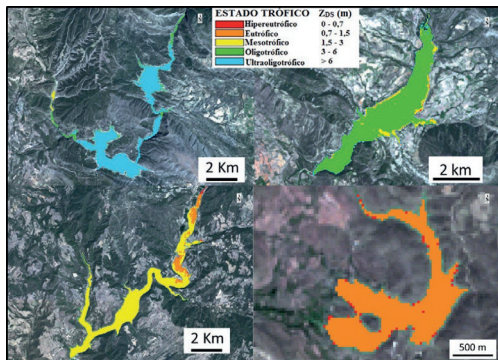


Figura 4. Determinación del ET de cuatro embalses.

La variabilidad espacial observada a la figura 3 ha mostrado la asimetría característica de los embalses entre la cola y la presa. También se puede observar la gran variabilidad de masas de agua en cuanto a la Z_{DS} , por lo que la decisión de utilizar varios algoritmos y aplicarlos en función del ET de las masas de agua ha resultado totalmente satisfactoria.

Respecto al estudio del ET a partir de los valores de Z_{DS} obtenidos mediante imágenes del Landsat-8 (Figura 4), los resultados obtenidos han coincidido con el ET de las masas de agua en cuestión establecidos en 2015 aplicando la metodología oficial del Ministerio.

Respecto a la evolución temporal de la transparencia, se consideró el tramo bajo del río Ebro (Figura 5). A lo largo del año esta variable está influenciada por el caudal

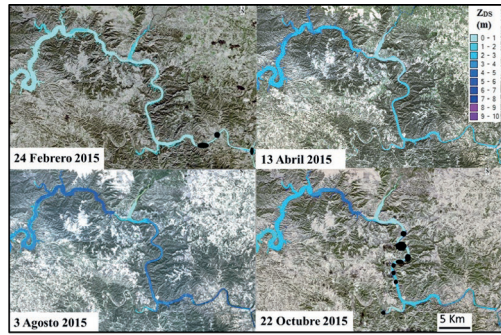


Figura 5. Variación temporal de la ZDS en el bajo Ebro.

del río. De forma general, la Z_{DS} , después del mínimo provocado por las habituales riadas de finales de febrero principios de marzo debido a los episodios de lluvias y deshielo, la transparencia aumenta a lo largo del año hasta octubre cuando vuelve a reducirse por la cola de los embalses, debido a las lluvias otoñales.

Dada la coherencia de los resultados, estos algoritmos pueden ser válidos para cualquier período del año, dado que se aplican en función de las características de la masa de agua. Los algoritmos desarrollados son una buena herramienta para aumentar la resolución espacial y temporal de la variable estudiada y obtener mapas del estado ecológico del agua para las diferentes masas de agua y en particular para las de la cuenca del Ebro.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Brezonik, P., Menken, K. D., Bauer, M. 2005. Landsat-based remote sensing of lake water quality characteristics, including chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM). *Lake and Reservoir Management*, 21(4), 373-382.
- Giardino, C. *et al.* 2001. Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery. *Science of the Total Environment*, 268(1), 19-29.
- Härmä, P. *et al.* 2001. Detection of water quality using simulated satellite data and semi-empirical algorithms in Finland. *Science of the Total Environment*, 268(1), 107-121.
- Kutser, T. 2012. The possibility of using the Landsat image archive for monitoring long time trends in coloured dissolved organic matter concentration in lake waters. *Remote Sensing of Environment*, 123, 334-338.
- Lindell, T. *et al.* (Eds) 1999. *Manual for Monitoring European Lakes Using Remote Sensing Techniques*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 164 pp.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Matthews, M.W. 2011. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21), 6855-6899.
- OCDE (1982). *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. OCDE, Paris, 154 .

Seguimiento de la Calidad del Agua del embalse de Picadas mediante imágenes Landsat 8 (Septiembre 2015-Diciembre 2016)

Domínguez, J. A. ⁽¹⁾, Vargas, J. ⁽²⁾, Navarro, E. ⁽³⁾, Martín, A. ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Departamento de Física Matemática y de Fluidos. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Educación a Distancia (UNED). jadomin@dfmf.uned.es

⁽²⁾ DBO5 S.L. jvz@dbo5.com

⁽³⁾ Infraestructuras del agua de Castilla la Mancha. ester.navarro@jccm.es

⁽⁴⁾ GS INIMA ENVIRONMENT.S.A. antonio.martin@inima.es

Resumen: El seguimiento de la calidad del agua de los embalses españoles mediante teledetección llegó al máximo nivel cuando la Subdirección General del Agua implementó una herramienta de gestión a partir de imágenes Landsat 5 y MERIS. La libre distribución de imágenes Landsat 8 desde abril de 2013, planteó el uso de estas imágenes para el seguimiento de la calidad del agua de los embalses españoles como continuación del programa Landsat. Los avances en sensores de toma de datos en tiempo real y envío a un servidor remoto para su seguimiento y control ha permitido el desarrollo de un prototipo (Picadas2015) para el seguimiento de la calidad del agua en embalses por DBO5 S.L. El presente trabajo presenta los resultados obtenidos de la adaptación de la metodología utilizada en las imágenes Landsat 5 y verificada con datos de la plataforma multisensorial y datos de campo en el embalse de Picadas. Obteniendo cartografía temática de las siguientes variables de calidad del agua: transparencia, concentración de clorofila-*a*, concentración de ficocianina como indicador de cianobacterias, concentración de sólidos en suspensión y turbidez desde septiembre del 2015 hasta diciembre del 2016, permitiendo evaluar el estado trófico y el afloramiento de cianobacterias en el embalse de Picadas en función de las imágenes del sensor OLI instalado en el Landsat 8 que proporcionan información de toda la masa de agua.

Palabras clave: Landsat 8, plataforma multisensorial, eutrofización, cianobacterias.

Monitoring of the Water Quality of the Picadas Reservoir using Landsat 8 Images (September 2015-December 2016)

Abstract: Monitoring the water quality of Spanish reservoirs using remote sensing reached the highest level when the Subdirección General de Agua implemented a management tool from Landsat 5 and MERIS images. The free distribution of Landsat 8 images since April 2013 raised the use of these images to monitor the water quality of Spanish reservoirs as a continuation of the Landsat program. Advances in real time data collection sensors and sending to a remote server for monitoring and control has allowed the development of a prototype (Picadas2015) for the monitoring of water quality in reservoirs by BOD5 S.L. The present work presents the results obtained from the adaptation of the methodology used in Landsat 5 images and verified with multisensory platform data and field data in the Picadas reservoir. Obtaining thematic mapping of the following water quality variables: transparency, chlorophyll-*a* concentration, phycocyanin concentration as indicator of cyanobacteria, concentration of suspended solids and turbidity from September 2015 to December 2016, allowing the evaluation of the trophic and The upwelling of cyanobacteria in the Picadas reservoir as a function of the images of the OLI sensor installed in the Landsat 8 that provide information of the whole body of water.

Keywords: Landsat 8, multisensory platform, eutrophication, cyanobacteria.

1. INTRODUCCIÓN

En la década de los 80 del siglo XX la Sección Técnica de Teledetección del Centro de Estudios Hidrográficos empezó a desarrollar el uso de la teledetección para el estudio de la calidad del agua de los embalses españoles (Peña y Ortiz, 1986). Durante la última década del siglo XX la Dirección General del Agua del Ministerio realizó el seguimiento de la calidad del agua a través de imágenes Landsat 5 de los embalses españoles de las distintas confederaciones hidrográficas (Serrano *et al.*, 1997). El desarrollo técnico y científico del siglo XX permitió el estudio de los parámetros ópticos del agua y el desarrollo metodológico para estandarizar el uso de imágenes

multiespectrales adquiridas por sensores instalados en plataforma espacial o aérea (Domínguez 2002).

Las investigaciones realizadas para la aplicación del uso de imágenes del sensor MERIS en el seguimiento de las masas de aguas continentales dio lugar a consolidar un sistema de seguimiento de la calidad del agua de los embalses mediante teledetección (Domínguez *et al.*, 2011), utilizado por la Subdirección General de Planificación y Uso Sostenible del Agua del Ministerio de Medioambiente y Medio Rural y Marino.

La perspectiva temporal proporcionada por la serie de imágenes Landsat ha permitido realizar el seguimiento y estudios de cubiertas terrestres desde la década de los 80. Durante este tiempo el estudio de las masas de

agua ha ido evolucionando, así como su legislación y en consecuencia la metodología para estudios limnológicos. La teledetección se ha adaptado a esta evolución y en la actualidad, además de proporcionar información sobre el estado trófico de los embalses españoles, puede dar información sobre el estado ecológico del agua mediante el factor EQR (Domínguez *et al.*, 2009), así como el análisis de series temporales de ecosistemas acuáticos continentales (Chao *et al.*, 2014).

El satélite Landsat 5 estuvo mandando imágenes cada 16 días de toda la Tierra, desde el 1 de marzo del 1984 hasta enero del 2013 (<https://landsat.usgs.gov/landsat-5-history>). Landsat 6 nunca mandó imágenes y el Landsat 7 está mandando imágenes desde abril del 1999 (<https://landsat.usgs.gov/landsat-7-history>), debido a los problemas en las imágenes del Landsat 7 fue la causa de que el Landsat 5 fuera tan longevo y llegara a adquirir imágenes casi hasta la llegada de las imágenes del Landsat 8 en febrero del 2013 (<https://landsat.usgs.gov/landsat-8-history>). El Landsat 9 está pensado que se lance en diciembre del 2020 (<https://landsat.usgs.gov/landsat-9-history>) dando así continuidad al programa Landsat de la Observación de la Tierra de la NASA.

El objetivo del presente trabajo es evaluar la utilidad de las imágenes Landsat 8 para el seguimiento de la calidad del agua en embalses españoles, tomando como masa de estudio el embalse de Picadas entre septiembre del 2015 y diciembre del 2016.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los análisis se han realizado con imágenes descargadas de la web del USGS sobre el embalse de Picadas, que se encuentra en el extremo suroccidental de la Comunidad de Madrid y es gestionado por la Confederación Hidrográfica del Tajo. La ubicación geográfica del embalse corresponde con las escenas (*path*: 202 *row*: 32) y (*path*: 201 *row*: 32) de los satélites Landsat.

2.1. Datos Limnológicos del embalse de Picadas

Los datos limnológicos del embalse de picadas se obtuvieron mediante la medida del disco de Secchi y los datos de la sonda multiparamétrica Picadas2015 (Figura 1).



Figura 1. Sonda multiparsensorial Picadas2015 instalada en el embalse de Picadas.

2.2. Tratamiento de imágenes Landsat 8

Las imágenes Landsat son descargadas de web, descomprimidas y analizadas la cobertura nubosa sobre el embalse, con el software de teledetección ENVI 4.8, utilizado en todo el tratamiento de las imágenes. En aquellas imágenes en las cuales se observa parcial o totalmente la masa de agua son seleccionadas y se genera una imagen del embalse, en la cual el embalse está centrado en la imagen. En cada imagen del embalse de Picadas es generada una máscara de agua mediante el estudio del histograma de la banda del infrarrojo cercano (Domínguez *et al.*, 2009). La máscara de agua se aplica a la imagen generando una imagen de la masa de agua del embalse de Picadas. Estas imágenes son corregidas atmosféricamente siguiendo la metodología desarrollada por Gilabert para la corrección de imágenes Landsat 5 para superficies oscuras, como son las zonas de agua, y espesores ópticos pequeños (Gilabert *et al.*, 1994). Utilizada en sensores de similar configuración espectral como el Landsat 7 el sensor aerotransportado ATM (Domínguez 2002). Los mapas temáticos (transparencia medida mediante el disco de Secchi (SD), concentración de clorofila-*a* [Cla], concentración de sólidos en suspensión [SS], concentración de ficocianina como indicador de cianobacterias [PC] y turbidez (Tur) se obtuvieron aplicando a la banda correspondiente (Bi) de la imagen de agua del embalse de Picadas el algoritmo de cada variable:

$$(SD) (m) = 4,0098 \cdot [B3^{(-1,3659)}]$$

$$[Cla] (mg/m^3) = 24,43 \cdot [SD^{(2,1545)}]$$

$$[SS] (mg/L) = 7,8772 \ln (B5) + 16,631 \text{ (Domínguez et al., 2009).}$$

$$[PC] (mg/m^3) = 2,0481 [Cla] \text{ (Domínguez et al., 2011).}$$

$$Tur (NTU) = 1,1 \cdot [SS] \text{ (Nechad et al., 2009).}$$

2.3. Comparación de resultados

Se compararon los datos obtenidos en campo con el valor de la variable en el píxel de la imagen Landsat 8 (30×30m).

3. RESULTADOS

3.1. Landsat 8

La adquisición de las imágenes del embalse de Picadas no ha correspondido con una imagen cada 8 días, sino que han variado entre 7 y 10 días, con un retraso en la subida a la web del USGS para ser descargadas entre 1 y 3 días. No se pudieron obtener los mapas de temperatura superficial ya que las bandas térmicas dejaron de ser operativas a partir de noviembre del 2015 y dejaron de distribuirse a partir de enero de 2016. Durante el periodo de estudio (septiembre 2015-diciembre 2016) se han descargado un total de 62 imágenes Landsat 8, de las cuales 25 no se han podido utilizar por estar el embalse de Picadas cubierto por nubes. El resto de las imágenes han sido utilizadas ya que total o parcialmente el embalse se encontraba libre de nubosidad.

3.2. Sonda Multisensorial Picadas2015

La sonda multisensorial Picadas2015 tuvo problemas de adquisición de datos, debido a que era la primera vez que se instalaba en una masa de agua continental (Figura 2).

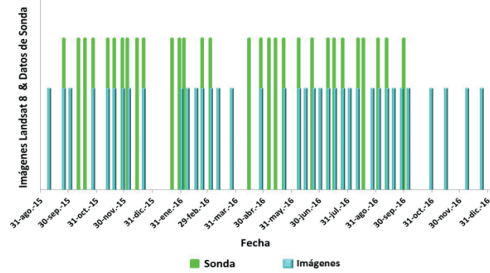


Figura 2. Serie temporal de información de las imágenes Landsat 8 y de la sonda multiparamétrica Picadas2015 en el embalse de Picadas (Septiembre 2015 – Diciembre 2016).

Los perfiles proporcionados por los sensores (Figura 3) eran enviados a un servidor remoto para el seguimiento de la calidad del agua en tiempo real.

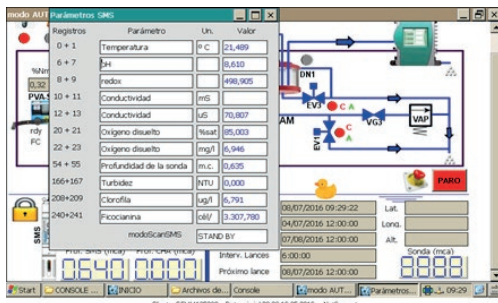


Figura 3. Pantalla de la sonda multiparamétrica Picadas2015.

3.3. Validación metodológica

La validación de la metodología se realizó a partir de los valores de transparencia medida mediante el disco de Secchi y los valores de concentración de clorofila-*a* variables de las cuales se dispone datos de campo e información procedente del satélite (Figura 4).

3.4. Cartografía temática

La cartografía temática se presenta a través de fichas temporales en las cuales se observa la cobertura nubosa mediante una composición en falso color de la imagen del embalse de Picadas y los diversos mapas temáticos de la fecha correspondiente (Figura 5). Los mapas obtenidos de las imágenes se incorporaron a la web para su uso remoto.

4. DISCUSIÓN

La tecnología permite el uso de plataformas multisensoriales para el seguimiento en tiempo real de la calidad del agua. La limitación de dicha tecnología es

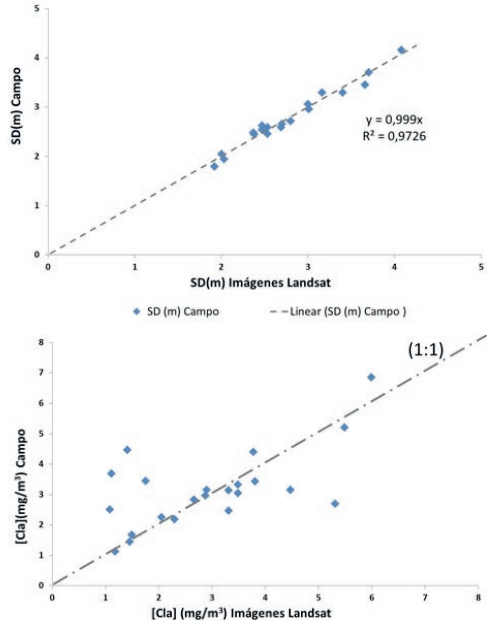


Figura 4. Validación de las variables de transparencia medida mediante el disco de Secchi y concentración de clorofila-*a*

que solo se dispone de información en el lugar en el cual se encuentra la plataforma. Las imágenes procedentes de satélites permiten el seguimiento de toda la masa de agua cada cierto tiempo, en el caso del embalse de Picadas cada 7 o 10 días, se considera un tiempo excesivo en el conocimiento de la calidad del agua para una gestión adecuada, este problema se resolverá con los nuevos satélites Sentinel. En el presente estudio se confirma que la variable con menor error es la transparencia y es debido a que las bandas de sensor son bandas anchas y para la detección de pigmentos se necesitan bandas estrechas. No se dispone de datos para conocer la fiabilidad de las demás variables pero se considera que la concentración de sólidos y la turbidez son aceptables debido a estudios precedentes. Particularmente para el embalse de Picadas el seguimiento de la concentración de ficocianina es sencillo ya que es conocida la existencia del fitoplancton del embalse (Carrasco, 2007) y en consecuencia la relación entre la concentración de clorofila-*a* y la concentración de la ficocianina debido a estudio mediante teledetección en embalses españoles (Medina-Cobo *et al.*, 2014). El resultado del presente trabajo demuestra la utilidad de la metodología utilizada tanto de la plataforma multisensorial Picadas2015 como de las imágenes Landsat 8, considerando en ambos casos que se deben seguir realizando estudios en otros embalses para mejorar los resultados obtenidos en el presente estudio

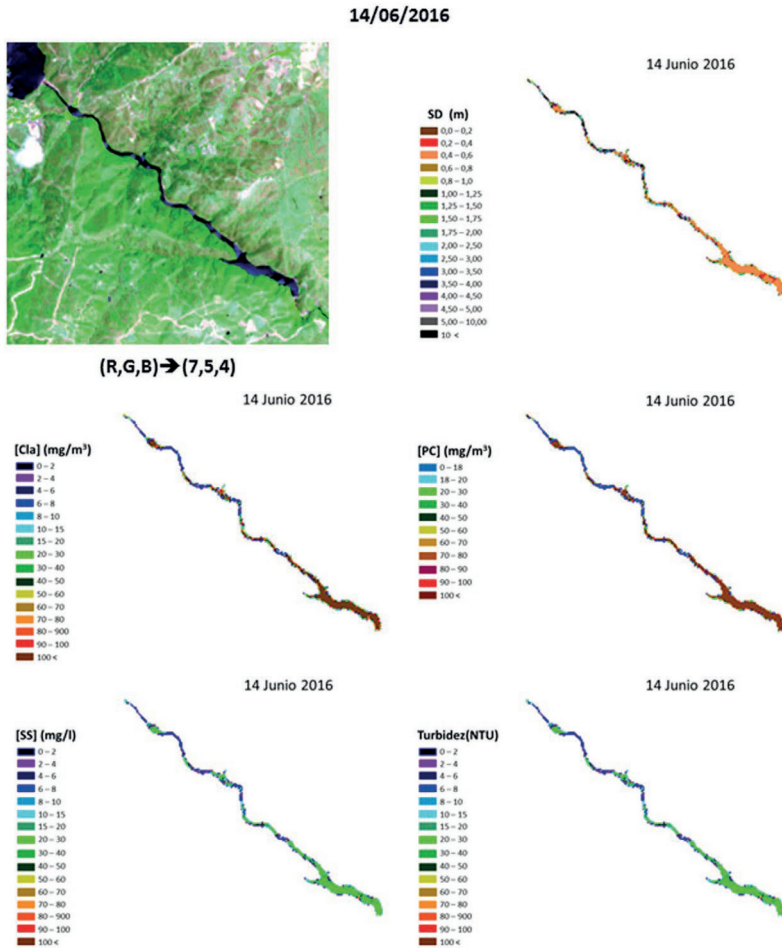


Figura 5. Ejemplo de ficha temporal de la cartografía temática y visualización en la web para uso remoto.

5. BIBLIOGRAFÍA

Carrasco, D. 2007. *Cianobacterias planctónicas y cianotoxinas en embalses españoles*. Universidad Autónoma de Madrid.

Chao, Y., et al., 2014. Using Landsat image time series to study a small water body in Northern Spain. *Environ Monit Assess* (DOI 10.1007/s10661-014-3634-8).

Domínguez, J.A. 2002. *Estudio de la Calidad del Agua de las lagunas de gravera mediante teledetección*. Tesis doctoral Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares.

Domínguez, J.A., et al. 2009. Monitoring transparency in inland water bodies using multispectral images. *International Journal of Remote Sensing*. 30(6), 1567-1586.

Domínguez, J.A., et al. 2011. Remote sensing as a tool for monitoring water quality parameters for Mediterranean Lakes of European Union water framework directive (WFD) and as a system of surveillance of cyanobacterial harmful algae blooms (SCyanoHABs). *Environ Monit Assess*. (DOI 10.1007/s10661-010-1831-7).

Medina-Cobo, M., et al. 2014. Estimation of cyanobacteria biovolume in water reservoir by MERIS sensor. *Water Research*, 63, 10-20. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.001>)

Nechad, B., et al. 2009. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of turbidity in coastal waters. *Remote Sensing of the Ocean, Sea Ice, and Large Water Regions*. (doi: 10.1117/12.830700)

Peña, R., Ortiz, J.L. 1986 Cartografía temática de embalses. Aplicaciones limnológicas de las imágenes Landsat. *1ª Reunión Científica del Grupo de Trabajo de Teledetección*, pp. 403-423 Barcelona. (<http://www.aet.org.es/congresos/i/bar0022.pdf>).

Serrano, M.L., et al. 1997. Evaluación del estado trófico de tres embalses de del Júcar por teledetección". *VII Congreso Nacional de Teledetección*, pp. 223-230. Valladolid.

Cartografiado de un ecosistema costero vulnerable mediante clasificación basada en objetos en imágenes de muy alta resolución

Ibarrola-Ulzurrun, E. ^(1,2), Marcello, J. ⁽¹⁾, Gonzalo-Martín, C. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Instituto de Oceanografía y Cambio Global, IOCAG, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, ULPGC, Parque Científico Tecnológico Marino de Taliarte, s/n, 35214, Telde, Las Palmas, España.

edurne.ibarrola101@alu.ulpgc.es, javier.marcello@ulpgc.es,

⁽²⁾ Escuela Técnica Superior de Ingenieros Informáticos, Universidad Politécnica de Madrid, UPM, Campus de Montegancedo, 28223, Pozuelo de Alarcón, Madrid, España.

chelo@fi.upm.es

Resumen: Los ecosistemas costeros están caracterizados por ser zonas con una alta biodiversidad y producción primaria, los cuales están sometidos a una alta variabilidad espacial y temporal, por ello es necesario cartografiarlos y monitorizarlos de una manera automática y sencilla. Los métodos de clasificación más tradicionales basados en píxeles es un reto cuando se trabaja con sensores de muy alta resolución. La clasificación a nivel de objeto utilizando metodologías OBIA (*Object-Based Image Analysis*) es una alternativa prometedora para solventar las limitaciones en la clasificación a nivel de píxel. El objetivo de este trabajo es obtener una cartografía del fondo marino en un ecosistema costero vulnerable a través de una clasificación a nivel de objeto. Para ello se utiliza una imagen de muy alta resolución, WorldView-2, la cual ha sido corregida y mejorada espacialmente a través de técnicas avanzadas de *pansharpening*. El estudio se ha centrado en la Reserva Natural de Maspalomas (Gran Canaria, España) por el gran interés en la conservación de sus extensas praderas de fanerógamas marinas. Las técnicas utilizadas en las distintas etapas de la clasificación OBIA han sido: (1) *Multiresolution Segmentation* seguida del algoritmo *Spectral Difference*, para la fase de segmentación y (2) aplicación de los clasificadores: *Bayes*, *K-Nearest Neighbor* y *Support Vector Machine*, para determinar el mejor modelo de clasificación, teniendo en cuenta las características espectrales y contextuales de la imagen. Finalmente, los distintos mapas temáticos fueron evaluados a través de comparativas visuales con datos y mapas de referencia y obteniendo las correspondientes matrices de confusión. La mejor precisión (93,97%) se ha obtenido utilizando el algoritmo *K-Nearest Neighbor* usando $K=5$.

Palabras clave: ecosistemas costeros, clasificación, OBIA, información contextual, Worldview-2.

Mapping of a vulnerable coastal ecosystem by object-based classification in very high resolution imagery

Abstract: Coastal ecosystems are important due to its high biodiversity and primary production. These ecosystems are subject to high spatial and temporal variability, so it is necessary to map and monitor them in an automatic and simple way. The more traditional classification techniques based on pixels is a challenge when working with very high resolution sensors. Object-level classification using Object-Based Image Analysis (OBIA) is a promising alternative to overcome limitations in pixel-level classification. The goal of this work is to obtain a map of the seabed in a vulnerable coastal ecosystem through an object-level classification. Hence, a very high resolution imagery, WorldView-2, is used. WV-2 imagery has been spatially corrected and improved through advanced pansharpening techniques. The study has focused on Maspalomas Natural Reserve (Gran Canaria, Spain) due to the great interest in the extensive seagrass meadows conservation. The techniques used in the different stages of the OBIA classification were: (1) *Multiresolution Segmentation* followed by the *Spectral Difference* algorithm for the segmentation phase and (2) application of the classifiers: *Bayes*, *K-Nearest Neighbor* and *Support Vector Machine*, to determine the best classification model, taking into account the spectral and contextual characteristics of the image. Finally, the different thematic maps were evaluated through visual comparisons with data and reference maps and obtaining the corresponding matrices of confusion. The best accuracy of (93.97%) was obtained using the *K-Nearest Neighbor* algorithm using a $K=5$.

Keywords: coastal ecosystems, classification, OBIA, contextual information, Worldview-2.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas costeros están caracterizados por ser zonas con una alta biodiversidad y alta producción primaria. Además las praderas marinas son hábitats muy valiosos a nivel ecológico y económico. Estas praderas son almacenes o sumideros de carbono, por ello su degradación produciría una re-emisión de carbono a la

atmósfera (Lyons *et al.*, 2015). Estos ecosistemas costeros están sometidos a presiones locales como el desarrollo costero, el turismo y el calentamiento global, suponiendo una amenaza para su biodiversidad. Ecologistas y gestores ambientales requieren, desde hace años, unos análisis ajustados del estado de dichos ecosistemas, en concreto de las praderas marinas. Es por ello necesario

cartografiar y monitorizar los ecosistemas de una manera automática y sencilla. La teledetección ofrece una opción más económica y rápida que la cartografía a través de campañas de campo para la conservación y gestión de estos ecosistemas (Dogan *et al.*, 2009). Sin embargo, existen unas limitaciones a la hora de obtener una cartografía fiable del fondo marino mediante técnicas de teledetección, como son la profundidad, zonas de turbidez, oleaje, etc.

Existen numerosos estudios en los cuales se han clasificado ecosistemas costeros a través de una clasificación basada en píxeles en imágenes de muy alta resolución (Benfield *et al.*, 2007; Phinn *et al.*, 2008; Sesli *et al.*, 2009; Weeks *et al.*, 2012). Sin embargo, la clasificación a través de píxeles de ecosistemas costeros puede ser un reto debido al efecto ‘sal y pimienta’ y debido a que esta clasificación puede estar limitada por la falta de información significativa del ecosistema en el contexto espacial y las relaciones de clases en píxeles vecinos (Dronova, 2015). Existe una alternativa prometedora para solventar las limitaciones en la clasificación a nivel de píxel, en la cual el clasificador asigna las clases a objetos de la imagen, los cuales son píxeles agrupados a través de un proceso llamado segmentación (Benfield *et al.*, 2007). Dicha clasificación se denomina clasificación a nivel de objeto (Blaschke, 2010). Las metodologías OBIA (*Object-Based Image Analysis*) tienen dos pasos, segmentación y clasificación.

El objetivo del estudio es obtener un mapa cartográfico del fondo marino de un ecosistema costero vulnerable a través de una clasificación a nivel de objeto. Para ello se utiliza una imagen de muy alta resolución, la cual ha sido fusionada para obtener el mayor detalle no solo espectral sino también espacial del fondo marino.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de Estudio

El estudio se centró en un ecosistema costero vulnerable, concretamente en la Reserva Natural de Maspalomas, en el sur de Gran Canaria (España) (Figura 1).

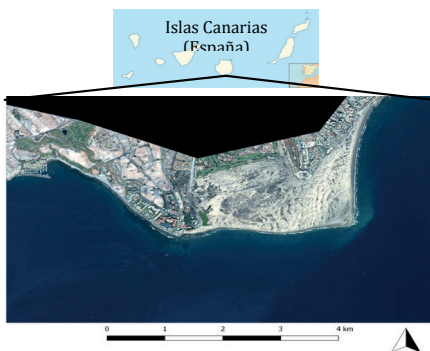


Figura 1. Zona de estudio Reserva Natural de Maspalomas en las Islas Canarias.

La Reserva Natural de Maspalomas tiene una extensión de 403,9 hectáreas. Es un importante ecosistema costero-dunar con una alta presión turística. Fue declarada área protegida en 1982. La vegetación marina se compone básicamente por praderas marinas de *Cyanocececa nodosa* junto con un alga verde, *Caulerpa prolifera* (Gobierno de Canarias 2004).

2.2. Datos

Una imagen del sensor Worldview-2 (WV-2), registrada el 17 de enero de 2013, fue utilizada en el estudio (Digital-Globe, 2010).

2.3. Correcciones y mejoras de la imagen

Numerosos problemas metodológicos están asociados con el uso de imágenes de muy alta resolución, por ello se debe llevar a cabo varias mejoras en la imagen, con el fin de reducir estos problemas y obtener una alta calidad de los productos.

En primer lugar la imagen fusionada se generó con una alta calidad espectral y espacial, usando un proceso de pansharpening. Tras un estudio extenso de las distintas técnicas de pansharpening (Ibarrola-Ulzurrun *et al.*, 2017), la imagen se fusionó utilizando el método ‘Weighted Wavelet ‘à trous’ through Fractal Dimension Maps’ (WAT@FRAC) (Lillo-Saavedra y Gonzalo 2006). Finalmente, se realizó una ortorectificación de la imagen a través de un modelo de Coeficientes Polinómicos Racionales (RPC).

2.4. Clasificación basada en objetos

El análisis a nivel de objeto fue llevado a cabo con el software eCognition Developer (*Trimble Geospatial*) (Baatz *et al.*, 2001). Como se ha mencionado, consta de dos etapas:

1) Segmentación

Segmentación de la imagen para obtener los objetos, siendo el algoritmo más popular entre los usuarios de eCognition el *Multiresolution Segmentation* (Burnett *et al.*, 2003; Dronova 2015; Walsh *et al.*, 2008). Es un algoritmo basado en regiones que comienza considerando cada píxel como un objeto separado. Posteriormente, los pares de objetos de imagen se combinan para formar segmentos más grandes basándose en el criterio de homogeneidad. Los objetos de imágenes derivadas en eCognition están determinados por los siguientes parámetros (Baatz *et al.*, 2001): *Weight*, *Scale*, *Shape* and *Compactness*. No existe un protocolo para seleccionar los parámetros de segmentación, el objeto final depende del usuario, el cual debe tener en cuenta la finalidad del estudio para obtener el tamaño de objeto deseado, el tipo de sensor, tipo de área o ecosistema estudiado, etc. Una vez obtenidos los segmentos el algoritmo *Spectral Difference* fue aplicado para fusionar objetos vecinos cuando la diferencia entre sus capas tiene intensidades inferiores al valor dado por la máxima diferencia espectral permitida.

2) Modelo de clasificación

El primer paso fue determinar las clases que aparecen en la imagen y obtener un número suficiente y representativo

de regiones de interés (ROIs). Para cada clase de interés, las ROIs fueron seleccionadas de forma aleatoria tras realizar un estudio de campo para determinar las clases. Las clases identificadas fueron arena (5471864 píxeles), roca (819310 píxeles) y fanerógamas (4652043 píxeles), correspondiente a las praderas marinas de *C. nodosa* y *C. prolifera*. Las ROIs de las áreas de referencias fueron divididas en regiones de entrenamiento y de test.

El segundo paso fue determinar el modelo de clasificación. En nuestro caso se evaluaron 3 clasificadores: *Bayes*, *K-Nearest Neighbor* (KNN) y *Support Vector Machine* (SVM) teniendo en cuenta las características espectrales y contextuales de la imagen. Para ello fueron evaluados cada algoritmo por un lado utilizando las bandas de costa, azul y verde de WV-2 y por otro añadiendo la textura, a partir de la *Grey Level Co-occurrence Matrix* (GLCM).

2.5. Evaluación de la exactitud

Los distintos clasificadores fueron evaluados a través de comparativas visuales con imágenes de referencia del Gobierno de Canarias (<https://www.grafcan.es/>) (Figura 2) y obteniendo las correspondientes matrices de confusión.

La comparativa visual con la imagen de referencia es totalmente orientativa como primera observación, para determinar que la metodología llevada a cabo podría ser válida para la realización de dicho estudio. Sin embargo, la imagen de referencia del Gobierno de Canarias fue obtenida en el año 2000, de aquí la necesidad de realizar este estudio con técnicas poco costosas y rápidas, para así obtener un mapa de clasificación del fondo marino actual.

La comparación cuantitativa directa de los algoritmos de clasificación está basada en la matriz de confusión y en la Precisión General (*Overall Accuracy*). La estadística utilizada por la matriz de confusión es el coeficiente Kappa (Congalton 1991).

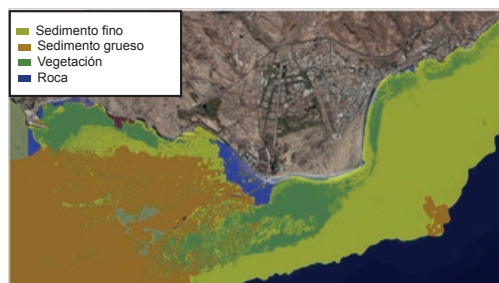


Figura 2. Mapa referencia GRAFCAN (Año 2000).

3. RESULTADOS

Tras obtener la imagen fusionada con el algoritmo WAT@FRAC y corregirla geoméricamente, la imagen fue segmentada utilizando la metodología anteriormente descrita.

Una vez obtenidos los objetos se llevó a cabo la clasificación de la imagen con los distintos algoritmos. La Tabla 1 muestra la Precisión General (*Overall*

Accuracy) y el coeficiente Kappa. Se observa como el clasificador KNN (K=5) obtiene una mayor precisión, con un 93%. Por otro lado, observamos como al incluir las características texturales (GLCM *dissimilarity*) aumenta la precisión en el algoritmo Bayes y SVM, mientras que se equipara en el caso del KNN.

Tabla 1. Precisión General (Ov. Acc.) y Coeficiente Kappa para cada clasificador.

	Algoritmos de clasificación					
	Bayes	Bayes + GLCM	KNN	KNN + GLCM	SVM	SVM + GLCM
Ov. Acc.	66%	70%	93%	93%	75%	82%
Kappa	0,41	0,47	0,88	0,87	0,56	0,67

La Figura 3 muestra la imagen clasificada con el algoritmo KNN. La evaluación visual, comparando el mapa generado con la cartografía existente, muestra similitudes, observando que la técnica evaluada puede ser válida para la obtención de mapas de clasificación del fondo costero. A continuación se analizan las matrices de confusión para determinar la precisión de la metodología propuesta.

La matriz de confusión (Tabla 2) muestra una buena clasificación (>88%) para todas las clases, siendo de casi un 95% de precisión para la clasificación de las fanerógamas.

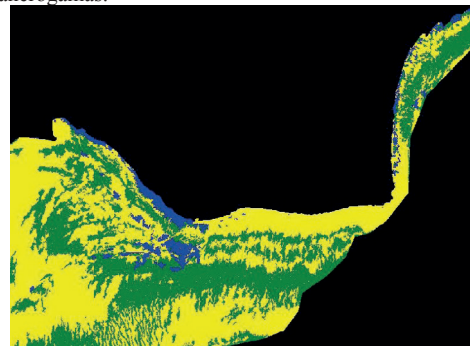


Figure 3. Mapa fondo marino obtenido con el algoritmo KNN (Amarillo: arena; Azul: roca; Verde: fanerógamas).

Tabla 2. Matriz de Confusión (%) del algoritmo KNN (la diagonal aparece en negrita).

CLASES	VERDAD TERRENO		
	Rocas	Arena	Fanerógamas
Rocas	88,97	0,25	0,52
Arena	7,01	92,51	4,79
Fanerógamas	4,01	7,24	94,69
Total	100	100	100

4. CONCLUSIONES

El objetivo principal de este trabajo era obtener un mapa cartográfico del fondo marino de un ecosistema costero vulnerable a través de una clasificación a nivel de objeto.

La información espacial mejora, en general, la precisión de la clasificación, a no ser que la precisión de dicho clasificador sea ya buena usando solamente las características espectrales de la imagen. En tal caso, se observa como dicha información espacial no mejora el resultado final. Es el caso del algoritmo KNN, el cual tiene una buena precisión general, al incluir la textura, dicha precisión no aumenta, sino que incluso es levemente menor en el coeficiente Kappa.

En resumen, se ha logrado una buena clasificación del fondo marino, en una zona no demasiado somera a diferencia de otros estudios llevados a cabo habitualmente en arrecifes. El método propuesto proporciona una clasificación rápida y económica de zonas costeras de difícil acceso. De este modo, se adquiere información actual de dichos ecosistemas vulnerables, para así poder llevar a cabo una gestión ambiental actualizada a lo largo de los años, en nuestro caso concreto de una zona categorizada como Reserva Natural Especial.

5. AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se ha llevado a cabo dentro de los proyectos ARTEMISAT (CGL2013-46674-R) y ARTEMISAT-2 (CTM2016-77733-R), financiado por el MINECO y por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER). Este trabajo se completó mientras E. I-U era estudiante de doctorado del Programa de Doctorado en Oceanografía y Cambio Global del IOCAG y financiado por el MINECO a través de la beca FPI (BES-2014-069426).

6. BIBLIOGRAFÍA

Baatz, M., et al., 2001. eCognition user guide. Definiens Imaging GmbH.

Benfield, S., et al., 2007. Mapping the distribution of coral reefs and associated sublittoral habitats in Pacific Panama: a comparison of optical satellite sensors and classification methodologies. *International Journal of Remote Sensing*, 28, 5047-5070.

Blaschke, T. 2010. Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65, 2-16.

Burnett, C. et al., 2003. An object-based methodology for mapping mires using high resolution imagery. *Ecohydrological Processes in Northern Wetlands, Tallinn*, 239-244.

Congalton, R.G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37, 35-46.

Digital-Globe, U.S. 2010. The Benefits of the Eight Spectral Bands of WorldView-2. In: Corporate (U.S.) 303.684.4561 or 800.496.1225.

Dogan, O.K. et al., 2009. Identification and mapping of submerged plants in a shallow lake using quickbird satellite data. *Journal of Environmental Management*, 90, 2138-2143.

Dronova, I. 2015. Object-based image analysis in wetland research: A review. *Remote Sensing*, 7, 6380-6413.

Gobierno de Canarias, C. 2004. *Plan Director Reserva Natural Especial de Las Dunas de Maspalomas*. In: *Gobierno de Canarias*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial. Videconsejería de Ordenación Territorial. Dirección General de Ordenación al Territorio.

Ibarrola-Ulzurrun, E., et al., 2017. Fusion of High Resolution Multispectral Imagery in Vulnerable Coastal and Land Ecosystems. *Sensors*, 17, 228.

Lillo-Saavedra, M., Gonzalo, C. 2006. Spectral or spatial quality for fused satellite imagery. A trade-off solution using the wavelet à trous algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 27, 1453-1464.

Lyons, M. et al., 2015. Rapid monitoring of seagrass biomass using a simple linear modelling approach, in the field and from space. *Marine Ecology Progress Series*, 530, 1-14.

Phinn, S. et al., 2008. Mapping seagrass species, cover and biomass in shallow waters: An assessment of satellite multi-spectral and airborne hyper-spectral imaging systems in Moreton Bay (Australia). *Remote Sensing of Environment*, 112, 3413-3425.

Sesli, F.A., Karsli, F., Colkesen, I., Akyol, N. 2009. Monitoring the changing position of coastlines using aerial and satellite image data: an example from the eastern coast of Trabzon, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 153, 391-403.

Walsh, S.J. et al., 2008. QuickBird and Hyperion data analysis of an invasive plant species in the Galapagos Islands of Ecuador: implications for control and land use management. *Remote Sensing of Environment*, 112, 1927-1941.

Weeks, S. et al., 2012. Satellite-derived photic depth on the great barrier reef: Spatio-temporal patterns of water clarity. *Remote Sensing*, 4, 3781-3795.



SECCIÓN 07

Fotogrametría, cartografía y SIG

Sistema de información sobre Ocupación del Suelo en España (SIOSE) de Alta Resolución, metodología de integración automática

Delgado Hernández, J. ⁽¹⁾, Valcárcel Sanz, N. ⁽¹⁾, Arozarena Villar, A. ⁽¹⁾, Caballero García, E. ⁽¹⁾,
Porcuna Fernández-Monasterio, A. ⁽²⁾ López Rodríguez, E. ⁽³⁾,

⁽¹⁾ Instituto Geográfico Nacional, c/ General Ibáñez Ibero 3, 28003, Madrid.
{jdhernandez, nvalcarcel, arozarena, mecaballero}@fomento.es

⁽²⁾ Tragsatec, c/ Julián Camarillo, 6b, 28036, Madrid.
apfm@tragsa.es

⁽³⁾ Instituto Geográfico Nacional, c/ General Ibáñez Ibero 3, 28003, Madrid.
Universidad de Extremadura, Av. de la Universidad s/n, 10003, Cáceres.
enlopezrodriguez@gmail.com

Resumen: Durante los últimos años ha habido un aumento creciente en las necesidades de los principales usuarios de los datos SIOSE. Concretamente los usuarios demandan un mayor detalle geométrico, temático y temporal. Esto es debido a la mayor cantidad de información de referencia disponible hoy día procedente de fuentes digitales oficiales, como pueden ser imágenes de satélite Sentinel, datos LIDAR o geometrías catastrales. Todo esto desemboca en el planteamiento de una nueva estrategia en lo que se refiere a la producción del SIOSE, la cual deberá tener en consideración estas necesidades y plasmarlas como nuevos puntos a satisfacer. El nuevo SIOSE de Alta Resolución se define mediante los siguientes puntos clave: Continuación de la filosofía de orientación a objetos en su modelo de datos para dar continuidad a los datos anteriores y adecuarse a los del modelo de datos europeo EAGLE Copernicus; formarse por integración de datos de referencia ajustándose a líneas de referencia del Catastro junto con otras fuentes oficiales temáticas; mejora de la resolución geométrica y temática de acuerdo a las fuentes de referencia utilizadas; y fundamentarse en un alto nivel de automatización que garantice el mantenimiento de una objetividad en la integración de los datos, reducción de costes y mayores frecuencias de actualización.

Palabras clave: SIOSE, alta resolución, Copernicus, Catastro, Ocupación del Suelo, integración vectorial y ráster.

National High Resolution Land Cover and Land Use Information System (SIOSE)

Abstract: *In the last years there has been a growing increase in the needs of the main users of SIOSE. More specifically, users demand greater geometric, thematic and temporal detailed data. This is due to the greater amount of reference information available nowadays from official digital sources, such as Sentinel satellite images, LIDAR data or cadastral geometries. All of this leads to the development of a new strategy in which the production of the SIOSE must take into account these needs and considers them as new points to be satisfied. The new High Resolution SIOSE is defined by the following key points: Continuation of the object orientated data model, to give continuity to the previous data and to adapt to the European EAGLE Copernicus data model. To be obtained by integrating reference data such as Cadastre lines along with other official thematic sources. Improvement of the geometric and thematic resolution according to the reference sources used. To be based on a high level of automation that guarantees the maintenance of an objectivity in the integration of data, reduction of costs and higher frequencies for updating.*

Keywords: *SIOSE, high resolution, Copernicus, Cadastre, Land Cover, Land Use, vector and raster data integration.*

1. INTRODUCCIÓN

El Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (SIOSE) tiene como objetivo integrar la información de las bases de datos de coberturas y usos del suelo de las Administraciones Públicas Españolas (SIOSE, 2005). Nacido de la experiencia en la producción y manejo del proyecto europeo CORINE Land Cover, el SIOSE consigue pormenorizar la descripción del territorio, satisfaciendo a los usuarios españoles con información armonizada geométrica y temáticamente. En SIOSE participan los Ministerios de Fomento, Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente,

Defensa, Hacienda y Administraciones Públicas y Economía, Industria y Competitividad, y todas las Comunidades Autónomas. SIOSE es coordinado por Dirección General del Instituto Geográfico Nacional perteneciente al Ministerio de Fomento debido a su rol de Centro Nacional de Referencia de Ocupación del Suelo en Europa (EIONET, s.f.).

Las características técnicas con las que nació el proyecto SIOSE hacían referencia a los requerimientos recopilados de las administraciones públicas españolas acordes a un sistema de información geográfico a escala 1:25000: una única capa de entidades, polígonos, que cubren todo el

territorio nacional sin huecos ni solapes, tamaño mínimo de polígono de 2 a 0,5 ha en función de la cobertura que representan y un modelo de datos orientado a objetos (SIOSE, Documento Técnico SIOSE, 2005).

De entre los usuarios fundamentales del SIOSE destacan el Programa Copernicus para la producción del CORINE Land Cover, por generalización del SIOSE (CLC, 2012), y para la validación de otros datos y servicios, inventarios y proyectos nacionales como el Sistema de Información Urbana (SIU, s.f.), Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables (SCNZI, s.f.), Mapa Topográfico Nacional, etc.

Durante los últimos años se ha constatado un aumento creciente de las necesidades de los principales usuarios nacionales en materia de ocupación del suelo. Concretamente los usuarios demandan un mayor detalle geométrico, temático y temporal. Esto es debido principalmente a las nuevas fuentes de datos existentes en los últimos años de fácil acceso, y en algunos casos libres o gratuitos, como por ejemplo: imágenes de satélite Sentinel del Programa Copernicus, datos LIDAR del proyecto PNOA, geometrías e información de Catastro, información agraria del SIGPAC, etc.

Esto desemboca en el planteamiento de una nueva estrategia en lo que se refiere a la producción del SIOSE, más centrada en integración de datos que en fotointerpretación, la cual deberá tener en consideración estas necesidades y plasmarlas como nuevos puntos a satisfacer. El nuevo SIOSE de Alta Resolución se define mediante los siguientes puntos clave:

- Continuación de la filosofía de orientación a objetos en su modelo de datos, para dar continuidad a los datos anteriores y adecuarse a los del nuevo modelo de datos europeo EAGLE Copernicus (EAGLE, 2015).
- Formarse por integración de datos de referencia ajustándose a líneas de referencia del Catastro junto con otras fuentes oficiales temáticas.
- Mejora de la resolución geométrica y temática de acuerdo a las fuentes de referencia utilizadas.
- Fundamentarse en un alto nivel de automatización que garantice el mantenimiento de una objetividad en la integración de los datos, reducción de costes y mayores frecuencias de actualización

En este artículo se describen los diferentes procesos de integración de datos que ayudan a configurar este SIOSE de Alta Resolución bajo coordinación del Instituto Geográfico Nacional. Los resultados de estos procesos automáticos deberán ser validados posteriormente por los Ministerios participantes y las Comunidades Autónomas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Las fuentes de referencia a integrar en el SIOSE de Alta Resolución son muy diversas, pero se establecerá un orden de prioridad para guiar la construcción de la geometría y la temática.

Como referencia geométrica fundamental se encuentra el Catastro, del cual se integran la delimitación de las parcelas y las construcciones en entornos urbanos y

rústicos. Junto con el Catastro también se tienen en cuenta las bases de datos de la Información Geográfica de Referencia (IGR) del Instituto Geográfico Nacional, que desde 2014 se han ido desarrollando para dar un servicio de calidad a las administraciones públicas en temáticas como Hidrografía, Transporte y Poblaciones.

Como fuentes temáticas fundamentales se pueden contemplar tres ámbitos diferenciados:

- Para entornos artificiales se toma la información temática desde el Catastro (p.e. *shapefiles* CONSTRU y ficheros CAT), IGR e información derivada de la observación del territorio (p. ej. clasificación LIDAR de edificación).
- Para entornos agrícolas, la referencia temática fundamental es el SIGPAC, junto con información derivada de la observación del territorio.
- Para entornos naturales, el SIGPAC también es la referencia básica junto con la Foto Fija del Mapa Forestal de España, complementados con información derivada de la observación del territorio (p. ej. clasificación LIDAR de vegetación)

Como fuentes adicionales, geométricas y temáticas pueden encontrarse: versiones anteriores del SIOSE, productos de observación del territorio del Programa Copernicus (p. ej. Urban Atlas, Riparian Zones, LUCAS), Inventarios oficiales de Ministerios y Comunidades Autónomas (p. ej. Inventario Nacional de Zonas Húmedas, Gasolineras España, EIEL, Red Eléctrica Española, etc.), Base Topográfica Nacional u Open Street Map.

La integración de las anteriores fuentes se desarrolla mediante una concatenación de procesos automáticos, donde cada uno de ellos se alimenta de los resultados del proceso anterior.

2.1. Cruce de los recintos SIGPAC y el LIDAR de Vegetación

Este proceso tiene como objetivo añadir a cada recinto SIGPAC información de la vegetación presente en él según la clasificación LIDAR para varios estratos de alturas.

El dato LIDAR utilizado es el proveniente de la primera cobertura de PNOA para toda España. Fueron clasificados automáticamente, primero los tres tipos generales de vegetación (clases ISPRS 3, 4 y 5) y posteriormente ampliadas a 10 nuevas clases más detalladas en función de la altura de la vegetación para satisfacer el estudio de la admisibilidad en pastos de la Política Agrícola Común. Cada recinto de SIGPAC recibe mediante atributos el número de metros cuadrados de cada clase de vegetación según LIDAR.

2.2. Cruce de los recintos SIGPAC y Foto Fija del Mapa Forestal de España

El siguiente paso de integración es el cruce con la Foto Fija del Mapa Forestal de España (MFE), con el objetivo de categorizar a cada recinto SIGPAC con geometrías forestales de este mapa.

La utilización de las geometrías del SIGPAC para la definición de las unidades forestales fue consensuada

con el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, con el propósito de aprovechar la mayor definición geométrica y estabilidad de los recintos del SIGPAC.

La distribución de geometrías entre el SIGPAC y el MFE es muy distinta, principalmente motivada por la diferencia de escalas. Para ello se analiza el solape de cada recinto SIGPAC con los polígonos forestales del MFE. Adicionalmente, aquellos recintos SIGPAC no solapados por polígonos del MFE pero con un alto valor de densidad de vegetación según el LIDAR, también se identifican.

2.3. Cruce de los recintos SIGPAC y Catastro

En este cruce se integran las informaciones geométricas y temáticas del SIGPAC, el cual hereda atributos de los pasos anteriores, y el Catastro. Desde 2008 el SIGPAC se encuentra ‘en convergencia’ con el Catastro, esto quiere decir que las geometrías a nivel de parcela son compartidas por ambas fuentes de información, favoreciendo enormemente la interoperabilidad y la integración de ambas.

Este cruce de información toma como referencia las geometrías catastrales de parcelas y construcciones, y sus intersecciones con los resultados del SIGPAC de pasos anteriores. De tal manera que en entornos urbanos, la información a nivel inferior de parcela que se obtiene es la del catastro. Por otro lado en entornos rústicos la información a nivel inferior a la parcela que se obtiene es la de los recintos SIGPAC más las construcciones del Catastro de rústica.

2.4. Cruce con el LIDAR de Edificación

Cuando se manejan geometrías catastrales es de interés analizar su correspondencia con la clase LIDAR de edificación, a fin de obtener una estimación de ésta y asignar un valor numérico de correspondencia a cada geometría vectorial.

2.5. Acomodación del modelo de datos

Durante los pasos anteriores se manejan un conjunto variado de fuentes, por lo que los resultados intermedios tienen una estructura de información irregular, la cual debe ser acomodada al proyecto SIOSE. Este paso tiene como objetivo reconstruir una estructura de información que cumpla con el modelo de datos original del SIOSE y adicionalmente también conforme al modelo de datos Europeo EAGLE.

En este paso también se simplifica la geometría integrada desde el punto de vista geométrico. Teniendo como resultado:

- Base geométrica para las cubiertas del suelo: disolución de las geometrías internas a cada parcela por los atributos ‘referencia catastral’, ‘uso sigpac’, y tipo general de ‘construcción de catastro’. Estas nuevas geometrías se relacionan con una o muchas clases de cubiertas del suelo procedentes de las fuentes integradas.

- Base geométrica para los usos del suelo igual a las parcelas de catastro, que se relacionan con una o muchas clases de usos del suelo procedentes de las fuentes integradas.

3. RESULTADOS

El resultado de esta integración de información es una capa continua poligonal para todo el territorio nacional, sin huecos ni solapes, que describen las cubiertas y usos del suelo de acuerdo a las fuentes manejadas.

A nivel de base de datos, al igual que ocurría con las versiones anteriores del SIOSE, toda la información integrada no puede ser contenida en una única tabla geométrica, sino que se almacena en una base de datos geográfica. En esta base de datos prima la tabla geométrica de las coberturas, descrita previamente, que también da servicio a los usos del suelo, acompañada de un conjunto de tablas alfanuméricas con la información detallada de porcentajes de clases y variables de cubiertas y usos del suelo.

La conexión entre la información geométrica y alfanumérica es el identificador único de polígonos SIOSE que todas las geometrías tienen. De igual manera, otros campos obligados para todas las geometrías son la referencia catastral y los posibles identificadores a elementos de la Información Geográfica de Referencia en Hidrografía, Transporte y Poblaciones.

La precisión geométrica es variable según el entorno de trabajo, debido a que se hereda de las fuentes de referencia. Por lo tanto en entornos artificiales heredará la precisión nominal del Catastro (1:500-1:5000) (Catastro, s.f.) y en entornos agrícolas y naturales heredará la precisión nominal del SIGPAC (1:5000) (FEAGA, 2005). Igualmente la precisión temática dependerá de la calidad y fiabilidad de las fuentes integradas.

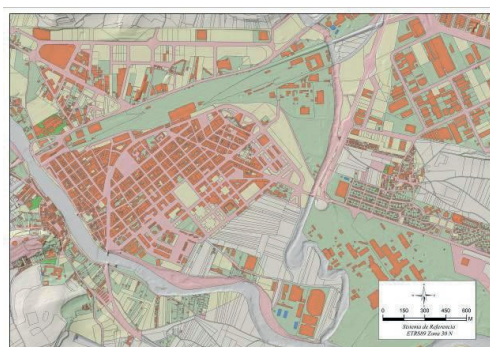


Figura 1. Integración de geometrías tras la aplicación de todos los procesos en Miranda de Ebro.

4. DISCUSIÓN

El principal beneficio que proporciona esta nueva base de datos SIOSE es la obtención de una visión del territorio de todas las temáticas de la ocupación del suelo al mayor

detalle que posibilitan los datos y tecnologías disponibles hoy día a nivel nacional, satisfaciendo de esta forma los requisitos planteados.

Esta visión del territorio está enfocada a la descripción de las cubiertas y usos del suelo, homogeneizando la información de las fuentes integradas y facilitando su manejo para todo tipo de aplicaciones.

Otro aspecto importante es que este SIOSE de Alta Resolución seguirá siendo dato origen para la producción y validación de productos Copernicus, garantizando la coherencia entre los datos nacionales y europeos, para seguir siendo referencia en información geográfica en ocupación del suelo.

También relacionado con el ámbito internacional, y gracias a la experiencia con versiones anteriores, esta nueva versión del SIOSE es conforme a estándares internacionales ISO y a la Directiva INSPIRE 2007/2/CE sobre la infraestructura de datos espaciales de Europa.

Como puntos todavía en desarrollo a nivel metodológico que deben ser abordados se encuentran:

- Integración de más fuentes temáticas adicionales, como por ejemplo: versiones anteriores del SIOSE, productos de observación del territorio del Programa Copernicus, inventarios oficiales de Ministerios y Comunidades Autónomas, Base Topográfica Nacional u Open Street Map.
- Integración de los Catastros de Navarra y las Diputaciones Vascas.
- Definición de la metodología de revisión y validación.
- Definición de la metodología de actualización.

5. REFERENCIAS

- Catastro, S. E. (s.f.). http://www.catastro.meh.es/ayuda/ayuda_bi.htm.
- CLC. 2012. <https://www.europeandataportal.eu/data/es/dataset/spainclc>.
- EAGLE. 2015. <http://land.copernicus.eu/eagle/welcome>.
- EIONET. (s.f.). <http://www.eionet.europa.eu/>.
- FEGA. 2005. https://www.fega.es/es/PwfGcp/es/ayudas_dir_desa_rural/aplicacion_sigpac/sigpac_legislacion_237.jsp.
- IBERPPIX. 2004. <http://contenido.ign.es/iberpix2/visor/>.
- SCNZI. (s.f.). <http://www.mapama.gob.es/es/agua/temas/gestion-de-los-riesgos-de-inundacion/snczi/>.
- SIOSE. 2005. Documento Técnico SIOSE.
- SIOSE. 2005. <http://www.siose.es/>.
- SIU. (s.f.). http://www.fomento.gob.es/mfom/lang_castellano/direcciones_generales/arq_vivienda/suelo_y_politicas/siu/.

Modelos de simulación de expansión urbana a partir de imágenes de satélite: Adecuación al análisis temporal de la fragmentación de los usos del suelo

Sapena, M. ⁽¹⁾, Ruiz, L. A. ⁽¹⁾, Joó, K. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Grupo de Cartografía GeoAmbiental y Teledetección, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022, Valencia, España. marsamol@upv.es; laruiz@cgf.upv.es

⁽²⁾ Technische Universität München, Arcisstraße 21, 80333, München, Germany. katalin.joo@tum.de

Resumen: El proceso de evolución urbana afecta tanto al medioambiente como a la calidad de vida de la población y la dinámica de las áreas urbanas justifica su estudio para mejorar la gestión. Los modelos de crecimiento urbano permiten la simulación de escenarios a partir de la clasificación de imágenes multispectrales. En este trabajo se valora un conjunto de modelos de simulación de la dinámica de usos del suelo a partir de imágenes, con objeto de evaluar el uso potencial de los índices de fragmentación de los usos del suelo en la caracterización de los procesos de expansión urbana. Se ha realizado un análisis comparativo de los modelos, algoritmos y factores utilizados en el análisis de la evolución urbana y simulación de escenarios, basados en criterios de aplicabilidad y flexibilidad. Los modelos más utilizados son los basados en autómatas celulares. Sin embargo, la regresión logística, *support vector machines* o *random forest*, entre otros, también se utilizan de manera independiente o combinada. La modificación de los factores y sus coeficientes en los modelos permite la creación de distintos escenarios alternativos. Los modelos que más se adecuan al estudio de las métricas de fragmentación en la caracterización de los patrones de expansión urbana son SLEUTH y FUTURES.

Palabras clave: teledetección, modelos simulación, expansión urbana, fragmentación urbana, IndiFrag.

Urban growth simulation models by means of satellite imagery: suitability for temporal land use/land cover fragmentation analysis

Abstract: *Urban development not only affects the environment, but also the quality of life of population. Studying urban areas is essential for improving their management. Urban growth models allow for the simulation of scenarios by means of multispectral imagery. In this work, we study several land use change models, in order to assess the potential use of land use fragmentation metrics in urban sprawl characterization processes. Based on applicability and flexibility criteria, we conducted a comparative analysis of the models, algorithms, and factors used in the urban growth simulation models. Those based on cellular automata are the most widely used. However, logistic regression, support vector machines or random forest are also used, combined or not. Modifying factors or model coefficients allows for the creation of different alternative scenarios. The most adapted models for the study of fragmentation metrics in urban growth pattern characterization are SLEUTH and FUTURES.*

Keywords: *remote sensing, simulation models, urban growth, urban fragmentation, IndiFrag.*

1. INTRODUCCIÓN

El crecimiento urbano implica cambios en los usos del suelo consumiendo recursos naturales. Su análisis ayuda a monitorizar y evaluar la sostenibilidad del desarrollo urbano (EEA, 2013). Los índices de fragmentación de los usos del suelo describen la morfología, distribución, diversidad y procesos de crecimiento de las zonas urbanas, siendo una herramienta potente para su monitorización (Herold *et al.*, 2005).

Los modelos de simulación del crecimiento urbano han incrementado su uso en los últimos años, aunque con varias aplicaciones, generalmente están orientados a la gestión de un desarrollo sostenible de las áreas urbanas. La teledetección es la fuente de datos principal, ya que permite la adquisición de datos de alta resolución en múltiples escalas espaciales y temporales, y la creación de mapas de usos del suelo. Varios estudios han utilizado las métricas espaciales para calibrar y validar los modelos de simulación y, además, para evaluar los escenarios alternativos (Herold *et al.*, 2005).

Los objetivos de este trabajo son: revisar los modelos de simulación del crecimiento urbano más utilizados y analizar su adecuación en la evaluación de métricas de fragmentación. Además, se realiza una simulación como ejemplo preliminar para la validación de las métricas de fragmentación temporal.

2. REVISIÓN DE LOS MODELOS

Generalmente, los modelos de simulación de expansión urbana se nutren de datos de usos y coberturas del suelo para dos o más fechas y de una serie de factores que pueden influir en la evolución. Hay distintos tipos de modelos: los que tienen en cuenta las decisiones políticas y de la población están basados en agentes; si evalúan el vecindario para determinar el cambio son autómatas celulares; cuando se basan en la extrapolación de lo sucedido anteriormente son estadísticos; por último, hay modelos que emplean otros algoritmos o los combinan. A su vez, pueden ser deterministas con un resultado fijo o estocásticos con múltiples resultados posibles

(Rosa et al., 2014). La Tabla 1 muestra una revisión de los modelos más utilizados y novedosos, donde se hace especial hincapié en el tipo de datos de partida y el método aplicado. A continuación, se describen los factores y métodos empleados en los modelos presentados en la Tabla 1.

2.1. Datos y factores

A partir de clasificaciones multiespectrales se obtienen los usos del suelo para varias fechas (Soares-Filho et al., 2002) o máscaras binarias de suelo urbano que constituyen los datos de partida de estos modelos (Tian et al., 2016). Los factores que influyen en la predicción del cambio pueden ser geográficos, económicos, sociales o biológicos, y a su vez estáticos o dinámicos, si se actualizan en cada iteración (Rosa et al., 2014). Su fuente principal son las bases de datos nacionales y la preparación de los datos se realiza mediante SIG. La

mayoría de factores mostrados en la Tabla 1 son comunes para todos los modelos, como las distancias euclídeas a elementos del paisaje. Sin embargo, algunos incluyen información socioeconómica, límites administrativos o variables dinámicas.

2.2. Métodos

Los modelos de simulación parten de información conocida sobre el cambio en un periodo de tiempo y una serie de factores que los desencadenan, utilizados para calcular el potencial de transición de un uso a otro en cada píxel. Mediante un proceso de asignación limitado por una demanda se seleccionan los píxeles donde se prevé un cambio.

En la Tabla 1, se han diferenciado los métodos según dos criterios: el cálculo del potencial de transición entre clases y la asignación de píxeles que van a cambiar su

Tabla 1. Descripción de los modelos de simulación. Donde F es el número mínimo de fechas necesarias.

Modelo	Datos y factores	Potencial de transición	Asignación
SLEUTH (Clarke et al., 1997)	Máscara binaria (4F); usos del suelo (2F); carreteras (2F); pendientes; sombras; zona excluida.	*Autómatas Celulares. Reglas de transición: idoneidad (pendientes y zona excluida); accesibilidad; vecindario Moore; perturbación estocástica; y coeficientes con el tipo de crecimiento (<i>diffusion:breed:spread:road:slope</i>)	Iteraciones Monte Carlo (frecuencia con la que el píxel cambia). Umbral para seleccionar los que cambian.
DINAMICA (Soares-Filho et al., 2002)	Usos del suelo (2F); factores estáticos (pendiente, distancias, tipo de suelo, etc.); factores dinámicos (distancia a deforestación).	*Autómatas Celulares. Reglas de transición: pesos de evidencia / regresión logística; vecindario Moore. Tamaño del parche.	Demanda (ratios de transición). Monte Carlo / Ranking arriba-abajo. Localización del píxel semilla y posterior parche.
CLUE-S (Verburg et al., 2002)	Usos del suelo (2F); población; terreno; distancias; pendientes; zona excluida.	*Autómatas celulares constreñidos. Reglas de transición: regresión logística (paso a paso); zona excluida; matriz de posibles conversiones.	Demanda. Ranking dinámico entre usos, se asigna el uso con mayor probabilidad en ese píxel
FORE-SCE (Sohl et al., 2007)	Usos del suelo (1F); MDT; pendientes; índices del suelo; temperaturas medias; distancias; densidad de población.	*Estadístico. Regresión logística (paso a paso) Tamaño de los parches	Demanda. Monte Carlo por clases evitando repeticiones. Localización del píxel semilla y posterior parche.
MOLAND (Engelen et al., 2007)	Usos del suelo (1F); variables socioeconómicas, distancias a carreteras; pendientes; zona excluida	*Autómatas celulares constreñidos. Reglas de transición: idoneidad; accesibilidad; vecindario von Neumann; zona excluida; perturbación estocástica	Demanda externa Ranking arriba-abajo
StocModLCC (Rosa et al., 2013)	Máscara binaria (2F); suelo; zonas protegidas; distancias; variables socioeconómicas, variables dinámicas.	*Estadístico. Regresión logística (paso a paso)	Monte Carlo (frecuencia con la que el píxel cambia)
FUTURES (Meentemeyer et al., 2013)	Máscara binaria (1F); distancias; zona excluida; proyección de población; pendientes; regiones; variables dinámicas	*Autómata Celular. Reglas de transición: regresión logística; presión urbana (<i>kernel</i> , ocurrencia o gravedad) Tamaño y forma de los parches	Demanda. Monte Carlo, localización del píxel (<i>ranking</i> del vecindario de la semilla para situar el parche)
Lulcc (Moulds et al., 2015)	Usos del suelo (1F); variables estáticas (pendientes); variables dinámicas (distancias); zona excluida	*Estadístico. Regresión logística / <i>random forest</i> / árboles de clasificación y regresión Reglas de transición (opcional); varios vecindarios; zonas excluidas; posibles conversiones	Demanda. Ranking dinámico (de CLUE-S) / ranking de arriba-abajo, clases ponderadas y parámetro estocástico
MachCA (Feng et al., 2016)	Máscara binaria (2F); distancias; zona excluida	*Autómatas celulares Reglas de transición (actualizadas cada iteración): vecindario Moore; perturbación estocástica; constreñimientos. MMCC y <i>support vector machines</i>	Sin demanda ni umbrales. Imagen clasificada con los cambios.
CA-MAS (Tian et al., 2016)	Máscara binaria (2F); distancias; pendientes; elevaciones; carreteras; zona excluida	*Autómatas celulares Reglas de transición: regresión logística; vecindario; zona excluida perturbación estocástica. Sistema multi-agentes.	Demanda Monte Carlo hasta alcanzar demanda

estado. Siete de los modelos estudiados están basados en autómatas celulares y tres son estadísticos.

Los métodos basados en autómatas celulares se basan en un espacio dividido en celdas, cada una con un uso que puede cambiar atendiendo a unas reglas de transición que determinan su estado en función de sus vecinos. La frecuencia temporal es discreta y todas las celdas se actualizan a la vez (White, 1998). El vecindario afecta de manera positiva o negativa en función de los usos presentes y su distancia al píxel central. Las reglas de transición son el motor de los autómatas celulares, pueden ser funciones, operadores, mapas o expresiones que definan la alteración de un píxel frente a un factor (Torrens, 2009). Algunas reglas de transición son: las cinco definidas por White (1998), aplicadas en MOLAND (Tabla 1); la regresión logística que calcula la relación empírica entre el cambio y los factores mostrando la probabilidad de que un píxel cambie su uso; los pesos de evidenciarse basan en probabilidades condicionales, seleccionan los factores más relacionados con el cambio observado y cuantifican su influencia; y otras reglas basadas en métodos de aprendizaje automático (para profundizar en los métodos ver referencias de la Tabla 1). En cuanto a la designación de los píxeles que van a cambiar de uso en cada iteración existen principalmente dos métodos: (i) el método no determinista de Monte Carlo, que compara la probabilidad de transición con un número aleatorio (entre 0 y 1) y si la probabilidad es mayor que el número el píxel cambia de estado (Meentemeyer *et al.*, 2013); y (ii) el *Ranking* de arriba-abajo, donde los píxeles se ordenan de mayor a menor potencial de cambio y se cambian de estado por orden, píxel a píxel (Engelen *et al.*, 2007). Independientemente del método escogido el proceso se itera hasta cumplir con la demanda. La demanda es la superficie que se espera en el año de la simulación y se puede estimar de múltiples formas

3. ANÁLISIS DE LA ADAPTACIÓN DE LOS MODELOS

Para evaluar la adecuación de los modelos al estudio de la fragmentación se consideran las siguientes características: (1) datos de entrada; (2) facilidad de implementación; (3) posibilidad de modelizar varios usos del suelo; (4) control de la dispersión; (5) si está orientado a objeto; y (6) adaptación del resultado a la realidad.

La mayoría de los modelos estudiados utilizan datos de dos fechas de los usos del suelo, mapas de pendientes, alturas, distancias a carreteras, zonas comerciales, etc., y zonas protegidas. El modelo SLEUTH necesita cuatro fechas de coberturas urbanas para calibrar el modelo, e igual que MOLAND, no permite la inclusión de factores adicionales en las reglas de transición. Sin embargo, los modelos combinados o estadísticos permiten la inclusión de factores adicionales mientras sean linealmente independientes. En cuanto a la implementación, la mayoría están integrados en aplicaciones permitiendo su uso. La modelización de varios usos de suelo está disponible en SLEUTH, aunque su adaptación a la realidad no está depurada, DINAMICA, CLUE-S, MOLAND, FORE-SCE y Lulcc, también permiten la inclusión de varios

usos, donde los mapas de probabilidad se calculan para cada uno y los algoritmos de asignación se combinan para aplicar el cambio del uso con mayor probabilidad de cada píxel en función de las demandas. El resto de modelos superponen el resultado de la máscara urbana en los demás usos del suelo. Por otro lado, hasta cierto punto, la simulación de diferentes patrones de crecimiento se puede lograr variando los factores, demandas y añadiendo restricciones. Sin embargo, los modelos SLEUTH y FUTURES permiten modificar coeficientes que simulan un crecimiento más compacto o fragmentado. Además, DINAMICA, FORE-SCE y FUTURES están orientados a objeto, realizan una calibración de tamaño y forma de los objetos con los datos de entrada y, a partir de unos píxeles semilla, asignan un objeto allí donde se prevé un cambio, esto hace que sus resultados sean más fieles a la realidad y evita el efecto “sal y pimienta” en la simulación final.

4. CASO PRÁCTICO

Se han simulado tres escenarios en Torrent (València, España) mediante el modelo SLEUTH. Para la calibración se ha utilizado la cartografía de Catastro, creando cuatro máscaras urbanas multitemporales a partir de la fecha de construcción. Los usos del suelo y las carreteras se han obtenido de la base de datos *Urban Atlas (European Environment Agency)* para 2006 y 2012. Las pendientes se han calculado con el MDT del IGN, todo ello a una resolución de 30 metros. El ratio de cambio de la clase urbana entre las dos fechas se utiliza para obtener la superficie estimada en un periodo de 50 años con un crecimiento constante. El modelo SLEUTH no permite la inclusión de la demanda, por ello se han realizado las iteraciones necesarias para alcanzar la misma superficie estimada en cada modelo, variando los coeficientes para generar tres escenarios: compacto, disperso e intermedio (Figura 1). Posteriormente, se han calculado las métricas de fragmentación, sus diferencias respecto a 2012 y las multitemporales (Tabla 2) con la herramienta *IndiFrag* (Sapena y Ruiz, 2015). Se observa que las métricas temporales evidencian diferencias claras en los tres escenarios. La densidad muestra la cantidad de objetos nuevos aislados, el índice de separación la

Tabla 2. Métricas de fragmentación temporal en los tres escenarios. *M* es la media, *P* ponderado y *U* la clase urbana. Los coeficientes son “diffusion:breed:spread” (Clarke *et al.*, 1997), *road* y *slope* se anulan. Las métricas se pueden consultar en Sapena y Ruiz (2015).

Coeficientes (d:b:s)	1:75:75	75:75:1	75:75:75
Métricas	Compacto	Disperso	Intermedio
Densidad objeto	6,97	40,29	12,87
Índice de separación	1,62	3,53	2,19
Tamaño <i>M</i>	-27231	-58768	-38771
Tamaño M_U	8525	-27276	-8503
Densidad objeto _U	1,59	30,59	6,55
Dist.euclídea P_U	-43,49	-18,26	-26,73
Dist.vecino próx. M_U	-26,25	-46,46	-36,33
Índice expansión M_U	33,19	13,96	25,33
Índice expansión MP_U	41,66	12,75	35,47

variación en la desagregación de los objetos, que junto con la variación del tamaño permiten caracterizar los patrones de crecimiento. Por otro lado, las distancias informan sobre los cambios en la distribución espacial de la clase urbana, y los índices de expansión reflejan el grado de compacidad del crecimiento.

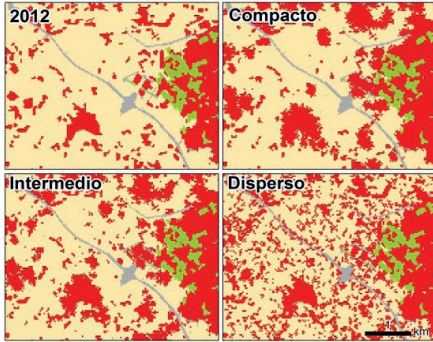


Figura 1. Detalle de la zona de estudio. Escenario de partida en 2012 y alternativos para 2062. La clase urbana se representa en rojo, agrícola en amarillo, zonas verdes en verde y carreteras en gris.

5. CONCLUSIONES

Tras una revisión de los modelos de simulación de la expansión urbana para evaluar su adecuación al estudio de las métricas de fragmentación temporal, se concluye que los modelos que mejor resultado dan son SLEUTH y FUTURES debido a su control en la dispersión. Finalmente, para el análisis de la fragmentación temporal de los usos del suelo se ha utilizado el modelo SLEUTH por su facilidad de implementación. Se han generado tres escenarios variando los coeficientes del tipo de crecimiento hacia un patrón más compacto o disperso. Los resultados de las métricas temporales muestran su adecuación para la monitorización de la expansión urbana, en concreto para caracterizar las tipologías de expansión dispersa y compacta, así como variaciones morfológicas en las áreas urbanas.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y del FEDER, en el marco del proyecto CGL2016-80705-R y con el contrato del Fondo de Garantía Juvenil PEJ-2014-A-45358.

7. BIBLIOGRAFÍA

Clarke, K.C., Hoppen, S., Gaydos, L. 1997. A self-modifying cellular automaton model of historical urbanization in the San Francisco Bay area. *Environ. Plan. B*, 24(2), 247-261.

EEA. 2013. *European Environment Agency - Land Use* <http://www.eea.europa.eu/themes/landuse/intro> (15/5/17).

Engelen, G., Lavalle, C., Barredo, J.I., Meulen, M., White, R. 2007. The MOLAND Modelling Framework for Urban and Regional Land-Use Dynamics, in: *Modelling Land-Use Change*. Springer. 297-319.

Feng, Y., Liu, Y., Batty, M. 2016. Modeling urban growth with GIS based cellular automata and least squares SVM rules: a case study in Qingpu- Songjiang area of Shanghai, China. *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.*, 30(5), 1387-1400.

Herold, M., Couclelis, H., Clarke, K.C. 2005. The role of spatial metrics in the analysis and modeling of urban land use change. *Comput. Environ. Urban Syst.* 29(4), 369-399.

Lavalle, C., Barredo, J.I., McCormick, N., Engelen, G., White, R., Uljee, I. 2004. *The Moland model for urban and regional growth forecast: A tool for the definition of sustainable development paths*. EUR 21480 EN

Meentemeyer, R.K., Tang, W., Dorning, M.A., Vogler, J.B., Cunniffe, N.J., Shoemaker, D.A. 2013. FUTURES: Multilevel Simulations of Emerging Urban-Rural Landscape Structure Using a Stochastic Patch-Growing Algorithm. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 103(4), 785-807.

Moulds, S., Buytaert, W., Mijic, A. 2015. An open and extensible framework for spatially explicit land use change modelling: The lulcc R package. *Geosci. Model Dev.*, 8(10), 3215-3229.

Rosa, I.M.D., Ahmed, S.E., Ewers, R.M. 2014. The transparency, reliability and utility of tropical rainforest land-use and land-cover change models. *Glob. Chang. Biol.*, 20(6), 1707-1722.

Rosa, I.M.D., Purves, D., Souza, C., Ewers, R.M. 2013. Predictive Modelling of Contiguous Deforestation in the Brazilian Amazon. *PLoS One*, 8(10).

Sapena, M., Ruiz, L.A. 2015. Descripción y cálculo de índices de fragmentación urbana: Herramienta IndiFrag. *Revista de Teledetección*, 43, 77-89.

Soares-Filho, B.S., Coutinho Cerqueira, G., Lopes Pennachin, C. 2002. DINAMICA - A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecol. Modell.*, 154(3), 217-235.

Sohl, T.L., Saylor, K.L., Drummond, M. A., Loveland, T.R. 2007. The FORE-SCE model: a practical approach for projecting land cover change using scenario-based modeling. *J. Land Use Sci.* 2(2), 103-126.

Tian, G., Ma, B., Xu, X., Liu, X., Xu, L., Liu, X., Xiao, L., Kong, L. 2016. Simulation of urban expansion and encroachment using cellular automata and multi-agent system model - A case study of Tianjin metropolitan region, China. *Ecol. Indic.*, 70, 439-450.

Torrrens, P.M. 2009. Cellular Automata, in: Kitchin, Rob and Thrift, N. (Eds.) *International Encyclopedia of Human Geography*. London, 1-4.

Verburg, P.H., Soepboer, W., Veldkamp, A., Limpitad, R., Espaldon, V., Mastura, S.S.A. 2002. Modeling the spatial dynamics of regional land use: The CLUE-S model. *Environ. Manage.*, 30(2), 391-405.

White, R., 1998. Cities and cellular automata. *Discret. Dyn. Nat. Soc.* 2, 111-125

Innovación en la producción de cartografía temática de amplias y variadas superficies. Ecuador un caso de éxito

Leránoz Goñi, A. ⁽¹⁾, Zalba Almándo, M. ⁽²⁾, Del Barrio Arellano, F. ⁽³⁾

⁽¹⁾ Responsable del Área de Ingeniería Territorial, Cartografía e Ingeniería Rural del Dpto. de Sistemas de Información Territorial, Tracasa, Sarriguren, España. aleranoze@tracasa.es

⁽²⁾ Director del Dpto. de Sistemas de Información Territorial, Tracasa, Sarriguren, España. mzalba@tracasa.es

⁽³⁾ Responsable de la sección de ocupación del suelo del Dpto. de Sistemas de Información Territorial, Tracasa, Sarriguren, España. fbarrio@tracasa.es

Resumen: Los grandes proyectos de generación de cartografía temática demandan producir más superficie, en menos tiempo y con una calidad similar o incluso superior, de ahí que las metodologías, herramientas y modelos de producción hayan aprovechado las nuevas tecnologías a su alcance para lograr este objetivo. El objetivo de esta ponencia es el de presentar una nueva forma de producir cartografía temática, innovadora en cuanto a los modelos, herramientas y metodologías y que se ha utilizado con éxito en el proyecto de Levantamiento de Cartografía Temática a escala 1:25000 de Ecuador realizado en el marco del Programa SIGTIERRAS del Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca del Ecuador y llevado a cabo por el Consorcio Tracasa/Nipsa. Se han generado 122.000 km² de cartografía temática que incluyen las temáticas siguientes: Geomorfología, Geopedología, Capacidad de Uso de las Tierras, Dificultad de Labranza, Amenaza de erosión hídrica, Velocidad de Infiltración, Coberturas y Sistemas Productivos, Zonas Homogéneas de cultivos. Para la superficie continental del país, 283.560 km², se ha generado la siguiente cartografía: Ajuste de la capa de peligros volcánicos al nuevo MDT y Accesibilidad. Ante este gran reto, la ejecución y éxito del proyecto se soportó en los siguientes pilares: conocimiento local (subcontratas, socialización,...), herramientas de seguimiento de la ejecución del proyecto, identificación de puntos críticos (generación de capa de geomorfología, análisis de muestras,...), herramientas de producción (generación de ortofoto sintética para restitución de geofomas, herramientas de campo y su coordinación con gabinete, edición sobre geodatabases continuas de todo el territorio) y control de calidad (topológico, semántico,...)

Palabras clave: Producción, Cartografía, Innovación, Ecuador.

Innovation in the production of thematic cartography of large and varied surfaces. Ecuador, a case of success

Abstract: The big projects of thematic cartography generation require to produce more surfaces in less time and with the same or better quality. Thus, the methodologies, tools and production models used have taken advantage of new technologies in order to reach this objective. The goal of this presentation is to show a new way of producing thematic cartography, innovative in regard to models, tools and methodologies, and that has been successfully implemented in the Generation of Thematic Cartography on a scale 1:25.000 of Ecuador Project made within the SIGTIERRAS Program frame of the Ministry of Agriculture, Livestock, Aquaculture and Fishing of Ecuador, and carried out by the Tracasa/Nipsa Consortium. There has been generated 122,000 km² of thematic cartography which include the following: Geomorphology, Geopedology, Land Used Capacity, Farming difficulty, Water erosion threat, Infiltration velocity, Coverages and Productive Systems, Farming Homogeneous Areas. For Ecuador's continental surface, 283,560 km², the following cartography has been generated: Volcanic hazard layer adjustment to the new DEM and Accessibility. Facing this big challenge, the execution and success of this Project was held by the following: local knowledge (outsourcings, to inform the concerned stakeholders,...), project execution monitoring tools, critical points identification, (geomorphology layer generation, samples analysis...), production tools (synthetic orthophotos generation to restitution of landforms, field tools and their coordination with office, continuous geodatabases edition of the whole territory) and quality control (topologic, semantic...).

Keywords: Production, Cartography, Innovation, Ecuador.

1. OBJETIVOS DEL PROYECTO

Los objetivos que el MAGAP dentro de su programa SIGTIERRAS se plantea con la generación de la cartografía temática 1:25.000 del país son los siguientes:

- Identificar la calidad del suelo de todo el país.

- Identificar sus mejores usos: cultivos más productivos y tecnologías más adecuadas para el territorio.
- Contribuir a elevar la productividad agropecuaria.
- Apoyar al mejor uso y aprovechamiento de los recursos vegetales del territorio.

- Identificar maneras de mejorar dichos recursos.
- Promover proyectos estratégicos de inversión (carreteras, infraestructura, servicios básicos, telecomunicaciones, entre otros) basados en la identificación de las necesidades locales de sus habitantes.
- Apoyar la planificación y el ordenamiento territorial a nivel parroquial, cantonal, municipal y provincial.
- Fomentar el desarrollo del espacio rural y de las capacidades de los agricultores mediante apoyo en la implementación de proyectos agro-productivos.
- Disponer de una valoración objetiva de las fincas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Cartografía generada y zona de estudio

Se han generado 122.095 km² de cartografía que incluyen las temáticas siguientes:

- Geomorfología: se han digitalizado 65739 geoformas y diferenciado 221 tipos de geoformas.
- Geopedología: las 65739 geoformas se han catalogado en 9533 Unidades Edáficas diferentes y se han clasificado según Soil Taxonomy 2006 y 2010. Se han descrito 8279 calicatas, analizado más de 17000 muestras y registrado 51000 fotografías.
- Capacidad de Uso de las Tierras: se han diferenciado 8 clases de capacidad de uso de la tierra y 65 unidades de manejo.
- Dificultad de Labranza: se han diferenciado 5 clases de dificultad de labranza y 63 unidades de labranza.
- Amenaza de erosión hídrica: se han diferenciado 5 clases de riesgo de erosión hídrica.
- Velocidad de Infiltración: se han realizado 5253 pruebas de infiltración con minidisco, 814 pruebas de infiltración con anillo doble o infiltrómetro de Müntz y se han diferenciado 7 clases de velocidad de infiltración.
- Coberturas y Sistemas Productivos: Resueltas 100.000 dudas de fotointerpretación con visita en campo; realizadas 8839 fichas descriptivas y 35356 fotos de cultivos; realizadas 9847 fichas descriptivas y 9847 fotos de coberturas naturales; 161.397 fichas simples; 110 encuestas a informantes clave, 5160 encuestas a productores y 17659 fotos.
- Zonas Homogéneas de cultivos: se han diferenciado 90 zonas que comparten tipo de cultivo (ciclo corto, semipermanente, permanente, pasto), riego, tamaño de parcela y piso climático.

Para la superficie continental del país, 283.560 km², se ha generado la siguiente cartografía:

- Ajuste de la capa de peligros volcánicos al nuevo MDT
- Accesibilidad que permite conocer el tiempo de traslado que existe desde cualquier punto del territorio a la red vial principal, centros de acopio y facilidades agrícolas y centros económicos importantes. Finalmente se generó el Mapa de Zonas Homogéneas de Accesibilidad

2.2. Equipo de trabajo/Cronograma

El proyecto se realizó en 26 meses (desde el 9 de diciembre de 2013 al 31 de enero de 2016).

El equipo de trabajo del proyecto estaba formado por 170 técnicos distribuidos por temáticas y por perfiles profesionales (geólogos, geógrafos, agrónomos, medio ambientalistas). Los trabajos de campo, socialización, administración del contrato por parte del cliente y la fiscalización del proyecto se ejecutaron con técnicos ecuatorianos. Además se contó con 2 laboratorios, uno en Ecuador (Agrocalidad) y otro en España (Eurofins) para la realización de los análisis de las 17000 muestras de tierra de las calicatas.

Este trabajo se complementó desde España con 18000 horas dedicadas a desarrollos GIS (7500 h), preparación de la cartografía base (7500 h), teledetección (1500 h) y soporte de sistemas (1500 h).

2.3. Gestión

Dada la envergadura del proyecto se consideró fundamental la utilización de una herramienta de seguimiento del proyecto y la identificación de puntos críticos.

Herramienta de seguimiento de la ejecución del proyecto

Para el seguimiento del avance del proyecto se adaptó y utilizó TFS (*Team Foundation Server*) que es la plataforma administración del ciclo de vida de las aplicaciones (ALM) de Microsoft. Para ello:

- Cada temática se dividió en fases y como unidad de trabajo se utilizó la Hoja 50k.
- Cada tarea se asigna a un técnico que imputa las horas invertidas y las que le faltan para acabarla, así se controla la trazabilidad y avance del proyecto.
- Con los datos aportados por esta herramienta se realizaba mensualmente un reporte de avance de cada temática.

Identificación de puntos críticos

Se identificaron los siguientes puntos críticos:

- *Generación de capa de Geomorfología*, debía generarse y validarse a gran velocidad y con mucha calidad ya que era la capa base para la generación de la de cartografía Geopedológica y derivadas. Se diseñó la metodología de trabajo y se puso a punto una herramienta de producción muy eficiente. Para amortizar la inversión y cumplir con los plazos establecidos se establecieron dos turnos de trabajo.
- *Capacidad de producción de los laboratorios*. Se necesitaba una capacidad de análisis que no podían darnos los laboratorios del país, que eran laboratorios pequeños, dispersos y a veces mal equipados. Se preveían realizar en torno a 20000 analíticas de tierra de las que dependían las clasificaciones finales de suelos con ciclos muy cortos de ejecución (campana campo - analítica - productos). Necesitábamos capacidad de 200 muestras al día, 1000 a la semana, 4000 al mes. Esta capacidad sólo la encontramos en España, en concreto en Eurofins, mientras que el laboratorio

de Ecuador con más capacidad era Agrocalidad que podía realizar 500 muestras/mes.

Para el transporte de muestras a España fue necesario tamizar y secar en Ecuador las muestras, de manera que se enviaban 100-150 gramos de cada muestra. Esta fase del proyecto resultó muy complicada debido a problemas de permisos, controles en aduanas, envíos bloqueados, etc.

- **Desarrollo de herramientas de producción:** Se necesitaba en tiempo record poner a punto herramientas de toma de datos en campo, elaboración de formularios, etc... Para ello se utilizó la Suite Geobide (desarrollo propio de Tracasa), que permite manejar, modelar y capturar datos geográficos.

2.4. Herramientas de producción

Otro aspecto clave de cara a la ejecución del proyecto en plazo fue el diseño, desarrollo y puesta a punto de las herramientas de producción y calidad.

Herramientas de producción gabinete de Geomorfología

Ante este gran reto, se apuesta por un sistema de trabajo basado en la tecnología ArcSDE, donde todos los fotointérpretes trabajan sobre una geodatabase continua, evitando los problemas típicos de encaje entre hojas. La herramienta de producción se sustenta sobre tres softwares:

1. ArcMap que proporciona una interface de trabajo con gran potencialidad en edición de datos.
2. PurView que proporciona visión estéreo sintética de amplias zonas (Hojas 50k): permite identificar grandes estructuras y patrones de relieve y entrar en el detalle de las geformas sin perder de vista el contexto del modelado en el que se encuentra.
3. Vector Factory que facilita la asignación de atributos de manera jerarquizada (paisaje y litología), permite la edición y generación de relaciones y reglas de calidad al introducir la información

Además se automatizó la captura de atributos obtenidos a partir del MDT (desnivel relativo, longitud de la vertiente, pendiente, densidad de drenaje) y de otros insumos principales como el mapa geológico 1:100.000 de INIGEM.

Herramientas de producción gabinete de Coberturas

Se trabajó sobre una geodatabase ArcSDE continua y modo *default* que permite la edición simultánea y multiusuario, realizando una edición en continuo que evita errores en los casos. Con ello se elimina la complejidad de la reconciliación de versiones y los cambios se almacenan al momento quedando visibles para el resto de usuarios. Además se desarrollaron herramientas específicas para la sincronización espacial de proyectos (mxd) diferentes, referenciación de escalas, generación de polígonos y control de calidad

Herramientas para el trabajo de campo

Las herramientas de campo se implementaron a partir de la Suite GeoBide. Básicamente consisten en un visualizador geográfico que incorpora conexión a GPS,

permite el diseño de itinerarios, captura *tracks* y posibilidad de edición y rellenado de fichas en campo, facilitando la toma de fotografías asociadas a cada polígono revisado en campo. Este sistema se monta sobre Tablet PC con acceso a comunicación FTP que permite la carga y descarga de información.

3. RESULTADOS

Los entregables para cada cartografía temática han sido:

- Cartografía en File GdB de ArcGIS y en PostGIS de PostGRES (8460 ficheros)
- BdD de Fichas de campo en formato Postgre SQL con su extensión en PostGIS (1880 ficheros)
- Salidas cartográficas en pdf y mxd (ArcGis 10.1) (10570 ficheros)
- Metadatos por hoja 50K (365 hojas 50K) y cantón (105 cantones) (4230 ficheros)
- Memoria técnica cantonal (315 ficheros)

En total se han entregado más de 25000 ficheros geográficos. Se ha generado un volumen ingente de información, teniendo en cuenta los *backups*, insumos y datos intermedios han sido necesarios 40 TB.

A continuación se describe para cada tipo de mapa temático generado sus características principales.

Mapa Geomorfológico

La cartografía geomorfológica reflejó 221 tipos de geformas en el área de estudio. La unidad geomorfológica o geoforma es la unidad base del mapeo y se puede definir como una porción del territorio, identificable con respecto a las de su entorno inmediato desde el punto de vista perceptivo, que presenta características homogéneas en cuanto a su génesis (procesos formadores), morfología (forma del terreno, del valle, de la vertiente y del drenaje), morfometría (o análisis cuantitativo del relieve: pendiente, desnivel relativo, longitud de vertiente y densidad del drenaje) y procesos morfodinámicos actuantes y material constitutivo (formación geológica o depósito superficial y litología sobre la que se asienta).

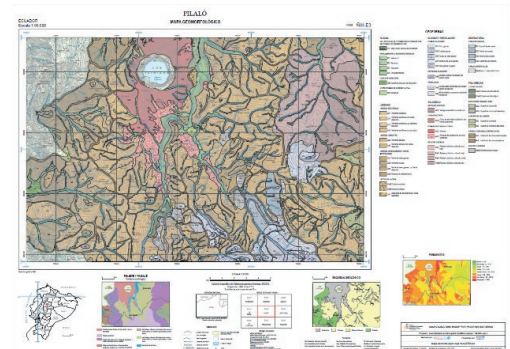


Figura 1. Ejemplo de mapa geomorfológico.

Mapa Geopedológico

El mapa Geopedológico se ha generado a partir del mapa Geomorfológico, considerando datos climáticos (régimen de humedad y temperatura del suelo), el

mapa de coberturas y usos y la información obtenida en las observaciones de campo (calicatas y sondeos). Se ha trabajado a dos niveles, zonas de reconocimiento (70500 km² mínimo una calicata cada 200 km²) y zonas de semidetalle (51500 km² mínimo una calicata cada 10 km²). Se realizaron finalmente 8280 calicatas.

Mapa de Capacidad de Uso de la Tierra

Considerando los *factores* (y variables) limitantes, en orden de importancia, *erosión* (pendiente), *suelo* (profundidad efectiva, textura superficial, pedregosidad, fertilidad, salinidad, toxicidad), *humedad* (drenaje, períodos de inundación), y el *clima* (regímenes de humedad y temperatura del suelo), y mediante un análisis SIG de dichas capas de información (valoración y suma de índices) se ha generado el mapa de Capacidad de Uso de la Tierra. Este análisis SIG se ha realizado por separado para las zonas de Costa, Sierra y Amazonía. Se han establecido 8 clases y 65 unidades de manejo.

Mapa de Dificultad de Labranza

Se ha generado mediante un análisis SIG de las capas de información correspondientes a los *factores* (y variables) más limitantes para la labranza: erosión (pendiente), suelo (afloramientos rocosos, pedregosidad superficial, profundidad efectiva, elementos gruesos, textura y compacidad), humedad (drenaje y períodos de inundación) y clima (régimen de humedad del suelo). Este análisis se ha realizado por separado para las zonas de Costa, Sierra y Amazonía. Se han establecido 5 clases y 63 unidades de labranza.

Mapa de Amenaza a Erosión Hídrica

La Amenaza a Erosión Hídrica se ha estimado para cada una de las unidades cartográficas del mapa geopedológico. A través del cruce, mediante SIG, de capas de información sobre textura, profundidad de suelo, pendiente, contenido en materia orgánica, longitud de la vertiente, forma de la vertiente y grado de protección vegetal, y tras la posterior ponderación de dichas variables se han establecido 5 clases de Amenaza a Erosión Hídrica: Sin erosión, Baja, Media, Alta, y Muy Alta.

Mapa de Velocidad de Infiltración

Se ha elaborado a partir de las pruebas de infiltración realizadas en campo con infiltrómetro de minidisco (anillo individual) e infiltrómetro de Müntz (doble anillo de carga constante) unidades cartográficas del mapa geopedológico. Todas las pruebas se ubicaron cercanas a la calicata que representa la unidad, a menos de 15 m de ella.

La correlación entre los resultados de las dos pruebas permitió estimar la velocidad de infiltración básica (V_b) en el resto de unidades cartográficas (sin pruebas de infiltración). Los valores obtenidos de velocidad de infiltración se corrigieron por la pendiente (al aumentar la pendiente disminuye la capacidad de infiltración del suelo) y se reclasificaron en 7 clases (de muy lenta a muy rápida) considerando la textura superficial del suelo.

Mapa de Coberturas

Se ha elaborado a partir de la fotointerpretación de ortofotos e imágenes de satélite apoyados con un

ingente trabajo de campo para identificar qué tipo de cobertura ocupa la superficie terrestre y a qué uso se dedica. Además cada polígono representado recoge otros atributos relacionados con el piso climático, el sistema de riego, la cabida cubierta, el grado de alteración, entre otros.

Mapa de Sistemas Productivos

La cartografía de Sistemas Productivos del sector agropecuario se ha determinado sobre la base de las encuestas realizadas a los productores. A partir de los factores de producción (tierra, capital y mano de obra) se establecen variables que permiten caracterizar la estructura de cada sistema. Los sistemas de producción que se han identificado son los siguientes: Empresarial, Combinado, Mercantil, Marginal.

Mapa de Zonas Homogéneas de cultivos

El Mapa de Zonas Homogéneas de cultivos pretende sintetizar en zonas homogéneas la información de Cobertura y Uso de la Tierra y Sistemas Productivos. Representa por tanto las zonas agropecuarias que tienen características similares en cuanto al ciclo de cultivo, tamaño de parcela, riego y piso climático. Del análisis territorial realizado se derivan 90 zonas homogéneas de cultivo diferentes muy influenciadas por los diferentes pisos climáticos que condicionan las prácticas agropecuarias. El relieve del país contribuye y condiciona qué cultivos se pueden encontrar o impulsar en un determinado piso climático.

3.1. Para las temáticas de cobertura nacional se generó la siguiente cartografía

Mapa de la capa de peligros volcánicos ajustada al nuevo MDT

La principal tarea consistió en ajustar la delineación de las unidades que conformaban la cartografía de peligros volcánicos generada por el Instituto Geofísico de Ecuador (IGEPE) utilizando el MDT de alta resolución generado por el consorcio. Para ello, se fueron ajustando los polígonos que provenían de la cartografía recibida del IGEPE al nuevo MDT usando la herramienta Purview que proporcionaba una visión estereoscópica (ortofoto sintética) y permitía la edición y digitalización en 3D. Los criterios del ajuste más relevantes consistieron en:

- Encauzar los flujos de lodo en la red de drenaje
- Mantener alturas coherentes
- Flujos piroclásticos bien ajustados al MDT

Accesibilidad a la red viaria de primer orden

El mapa de accesibilidad a la red vial de primer orden representa el tiempo de viaje necesario para llegar a una red viaria principal desde cualquier punto del país. Para su cálculo se generó el modelo de costes, modelo de velocidad y finalmente el modelo de costo-desplazamiento.

Accesibilidad a los centros de acopio y facilidades agrícolas

Se partió de los siguientes insumos: Almacenes, acopio de leche, café, cacao, fruta y maíz, extractoras de aceite, industrias lácteas, Piladoras, granjas avícolas.

Obtenidos de la “Coordinación General de Innovación - Dirección de Encadenamientos Productivos, año 2014. Coordinación General del Sistema de Información Nacional (MAGAP)” y se calculó la accesibilidad para cada uno de ellos de forma independiente generando los mismos modelos que en el caso anterior:

Accesibilidad a los centros económicos importantes

Cabe destacar que este mapa requirió de un trabajo extra ya que hubo que jerarquizar los centros económicos según su importancia socioeconómica usando datos de servicios básicos del “VII Censo de Población y VI de Vivienda 2010” y datos de asentamientos humanos. A partir de la suma de varios mapas se consigue el mapa atracción a centros económicos importantes final.

Zonas homogéneas de accesibilidad

Los mapas de accesibilidad a 1) red viaria de primer orden 2) infraestructuras de acopio y facilidades agrícolas y 3) centros económicos importantes, fueron utilizados para generar las zonas homogéneas de accesibilidad. Los insumos fueron reclasificados en tres rangos y vectorizados utilizando un suavizado para mejorar la interpretación del mapa.

4. CONCLUSIONES

Lógicamente el éxito de un proyecto de esta envergadura tan exigente en plazos, calidad y conocimientos temáticos obliga a disponer de una serie de conocimientos tecnológicos muy importantes como son:

- Implantación de herramientas de seguimiento de la ejecución del proyecto.
- Identificación de puntos críticos en el proyecto y realización de un plan para mitigar sus efectos.
- Diseño y desarrollo de las herramientas de producción que nos dan agilidad y calidad.
- Disponer de un plan y herramientas de calidad.

Un proyecto de este tipo exige un cambio de mentalidad o al menos de adaptación al medio. Es decir, hubiese resultado imposible gestionar el proyecto bajo los parámetros de funcionamiento en España. La forma de funcionar, trabajar, gestionar, organizar y regular los tiempos del proyecto deben hacerse bajo los parámetros “ecuatorianos” ya que de otra manera las posibilidades de conflicto son muy altas.

En este sentido, también se considera muy importante la identificación de tareas que obligatoriamente exigen personal ecuatoriano por su conocimiento local:

- Socialización: fase previa a las visitas a campo en las que personal cualificado explica en las parroquias y comunidades indígenas en qué consiste el proyecto (objetivos, beneficios, etc.).
- Trabajos de campo que suponen una actuación “agresiva” sobre el terreno, como la realización de calicatas para la producción de la cartografía geopedológica.

Y por último, ni los conocimientos tecnológicos ni el cambio de mentalidad serviría para nada si no se hubiese contado con un equipo motivado y con ganas de llevar a buen puerto este ambicioso proyecto.

5. AGRADECIMIENTOS

Nuestro más sincero agradecimiento al equipo de SIGTIERRAS y a nuestro socio del consorcio NIPSA, sin su apoyo este proyecto no se hubiera realizado.

Análisis multisensor de la variabilidad espacio temporal de diversos parámetros biofísicos en el Mar Menor

Erena, M. ⁽¹⁾, Domínguez, J. A. ⁽²⁾, Soria, J. ⁽³⁾, Aguado-Giménez, F. ⁽¹⁾, García-Pintado, J. ⁽⁴⁾, Melendreras, R. ⁽⁵⁾,
Atenza, J. F. ⁽¹⁾, López, J. A. ⁽¹⁾

⁽¹⁾IMIDA, C/ Mayor s/n, La Alberca. Murcia.

⁽²⁾UNED. Universidad Nacional de Educación a Distancia, Madrid.

⁽³⁾UV. Dep. de Microbiología y Ecología, Universitat de València. Valencia.

⁽⁴⁾MARUM. Geosystem Modeling, Department of Geosciences, University of Bremen, Germany.

⁽⁵⁾UCAM. Universidad Católica San Antonio (UCAM), Murcia.

Resumen: En este trabajo se estudia la evolución de la turbidez y otros parámetros físicos en el Mar Menor, determinando su variabilidad mediante el uso conjunto de técnicas de teledetección y datos *in situ*. La investigación que se aborda ha requerido el uso de numerosos sensores con diferentes resoluciones (espacial, temporal y espectral), proporcionando de esta manera información para realizar un análisis multisensor de la laguna. El principal objetivo ha sido relacionar los datos “*in situ*” de diversos parámetros: temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, sólidos en suspensión y clorofila *a*, mediante algoritmos empíricos con las bandas de diversos satélites (Landsat y Spot). También se han analizado los procesos que acontecen en la laguna salina caracterizando los diferentes patrones espacio-temporales de los parámetros biofísicos, y se dedica una especial atención al papel que tienen los niveles de turbidez y clorofila *a* sobre el ecosistema en el Mar Menor para los programas de gestión integral de este espacio de máxima protección ambiental. Los resultados obtenidos confirman la importancia y precisión de los modelos de predicción de los parámetros turbidez y clorofila *a* en el seguimiento de la calidad de las aguas.

Palabras clave: clorofila, variabilidad espacio-temporal, Landsat, Spot.

Multisensory analysis of the temporal space variability of various biophysical parameters in the Mar Menor

Abstract: *In this work the evolution of turbidity and other physical parameters in the Mar Menor is studied, determining its variability through the joint use of remote sensing techniques and in situ data. The research that has been undertaken has required the use of numerous sensors with different resolutions (spatial, temporal and spectral), thus providing information to perform a multisensor analysis of the lagoon. The main objective has been to relate the data “in situ” of various parameters: temperature, salinity, dissolved oxygen, suspended solids and chlorophyll a, by means of empirical algorithms with the bands of several satellites (Landsat and Spot). We have also analyzed the processes that occur in the salt lagoon characterizing the different spatio-temporal patterns of biophysical parameters, and a special attention is given to the role of turbidity and chlorophyll a levels on the ecosystem in the Mar Menor for the programs of integral management of this space of maximum environmental protection. The results confirm the importance and precision of the prediction models of turbidity and chlorophyll a parameters in the monitoring of water quality.*

Keywords: *chlorophyll, Spatio-temporal variability, Landsat, Spot.*

1. INTRODUCCIÓN

El Mar Menor es una laguna costera salina ubicada en el extremo oriental de la Región de Murcia, entre los paralelos 37°38' y 37°50' de latitud Norte y los meridianos 0°43' y 0°52' de longitud Oeste. Actualmente su lámina de agua ocupa 135 km² embalsando un volumen de unos 650 hm³, la profundidad máxima es de unos 7 m con una profundidad media entre 4-5 m. Esta laguna de forma triangular está separada del Mar Mediterráneo por una barra arenosa de 20 km de largo y de 100 a 900 m de ancho, que recibe el nombre de “La Manga del Mar Menor”. Este cordón de arena presenta cuatro discontinuidades o canales (golas) que actúan como sistemas de comunicación entre ambos mares. El ensanchamiento de la gola de El Estacio para formar un canal navegable ha tenido importantes repercusiones

en las características de la laguna, la distribución de los sedimentos y en la composición y distribución de su biota (Gilbert, 1992) y (Mas, 1994). Con anterioridad a la apertura del canal del El Estacio (1973) se registraban salinidades de hasta un 52% frente a los 41‰, que se están registrando en mayo de 2017, sobre todo después del episodio de lluvias torrenciales del 15 al 19-dic-2016, que provocó una baja del 10% de la salinidad media del Mar menor en una semana.

Pero estas modificaciones no han sido consecuencia exclusiva de la mayor comunicación entre los dos mares adyacentes. También hay que destacar el importante desarrollo de la agricultura intensiva en la extensa llanura del campo de Cartagena cuyas aguas drenan hacia la laguna, y del alto grado de urbanización en su costa. La llegada de las aguas del trasvase Tajo-Segura en 1979 y

el acceso generalizado a los recursos subterráneos en las últimas décadas ha supuesto una profunda transformación de la superficie de cultivo del Campo de Cartagena. La intensificación del regadío ha supuesto un incremento del drenaje superficial y sub- superficial, que, junto con el reciente vertido de salmueras procedentes de la desalación de aguas subterráneas para disponer de más agua para riego, y con los vertidos urbanos, fundamentalmente en la época estival, ha supuesto la contaminación por nutrientes de los acuíferos y el aumento de los niveles de nutrientes en la laguna (García-Pintado *et al.*, 2007). Esto ha alterado el carácter oligotrófico que siempre había tenido la laguna, de aguas claras con bajo contenido en nutrientes y escasa productividad primaria.

El objetivo de este trabajo es evaluar el uso de los satélites Landsat y SPOT para el seguimiento del estado trófico a partir de las variables de concentración de clorofila-*a* y turbidez del Mar Menor. Los primeros estudios de la calidad de agua mediante teledetección en España se remontan a la década de los 80, en la cual se estudió por primera vez la Albufera de Valencia mediante imágenes del satélite Landsat 5 (López y Caselles, 1990) y se empezó a realizar el seguimiento de la eutrofización de embalses por el Centro de Estudios Hidrográficos (Ortiz y Peña, 1989). En el Mar Menor, también se han realizado estudios de este tipo (Gilabert, 1992) y (Pérez-Ruzafa, 2005).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Imágenes de satélite utilizadas

Las imágenes utilizadas proceden del sensor OLI del satélite Landsat 8 y corresponden a las escenas 198/199-034, el periodo estudiado es de 2 años y va del 15 de Mayo de 2015 hasta el 27 de Mayo de 2017 (Figura 1).

El satélite Landsat 8 de la NASA, toma imágenes cada 16 días, con un total de 11 bandas distribuidas en dos sensores: el Sensor OLI y el sensor TIRS. Las bandas de Landsat 8 tienen diferentes resoluciones: las bandas de OLI (1-7,9): 30 m; la banda pancromática de OLI (8): 15 m y las bandas TIRS (10-11): 100 m. Actualmente se pueden descargar ortorectificadas y con corrección atmosférica con una profundidad de 16 bits por píxel.

El satélite SPOT 7, lleva un sensor óptico multicanal, con una resolución espectral de 4 bandas (Azul: 450-520 nm Verde: 530-590 nm, Rojo: 625-695 nm e Infrarrojo Cercano-NIR: 760- 890 nm) y una resolución espacial de 6 m en las multiespectrales.



Figura 1. Imágenes Landsat 8 de 15/05/2015-05/03/2016 y del 27/05/2017.

2.2. Los datos *in situ*

Para la toma de datos *in situ* en el Mar Menor se ha utilizado una sonda multiparamétrica de marca SeaBird modelo SBE16 (Figura 2) equipada con sensores de temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, salinidad, clorofila-*a*, y profundidad, el tratamiento se realizó con el software SEASOFT.

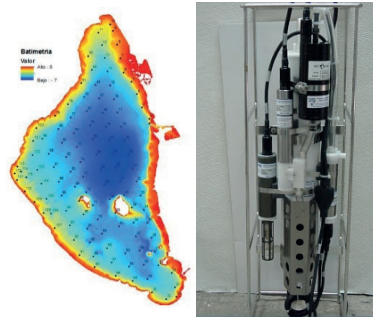


Figura 2. Batimetría y ubicación de los 115 perfiles del primer muestreo con el CTD el 11/07/2016.

2.3. Procesado de las imágenes y la determinación de los algoritmos

Todas las imágenes utilizadas han recibido tres niveles de procesamiento (L1, L2 y L3). El nivel de procesamiento L1 se consigue cuando las imágenes se encuentran corregidas geométricamente, considerando a este nivel el L1a, y atmosféricamente, nivel L1b. El método de corrección atmosférica utilizado es una adaptación a Landsat 8 del método de corrección atmosférica descrito por (Gilabert *et al.*, 1994) para Landsat 5.

La zona de agua se obtiene mediante la generación de una máscara a partir de la banda del infrarrojo cercano, (Dominguez *et al.*, 2009). Una vez concluido el nivel L1, en el cual la masa de agua del Mar Menor está corregida geométrica y atmosféricamente, se procede a conseguir el nivel L2. El nivel de procesamiento L2 consiste en el desarrollo de algoritmos y validación de los mismos a partir de datos de campo en los cuales hay valores de turbidez y concentración de clorofila-*a* de las campañas realizadas entre el 11 de julio de 2016 y el 27 de mayo de 2017. Se obtuvieron los algoritmos a partir del análisis de los datos de campo con índices normalizados entre bandas del sensor OLI en el rango visible e infrarrojo cercano y los datos de campo. La extracción de los valores de los índices normalizados en las coordenadas de los datos de campo se realizó mediante el software ArcGIS 10.5, así como los valores de concentración de clorofila-*a* y turbidez de las imágenes y los datos de campo utilizados en la validación de los algoritmos. Una vez calculado el nivel L2, se aplicó la misma metodología a todas las imágenes, obteniendo la serie temporal de la turbidez y la concentración de clorofila-*a* del Mar Menor entre el 15 de mayo del 2015 al 27 de mayo de 2017 (36 imágenes).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Análisis de las imágenes

El nivel de procesamiento L1 determinó que las mejores bandas para el desarrollo de los algoritmos de turbidez y clorofila-*a* a correspondían a las bandas del rango visible del espectro electromagnético azul (400-500 nm), verde (500-600 nm) y rojo (600-700 nm). Estos resultados se muestran en las Figuras 3 a 8.

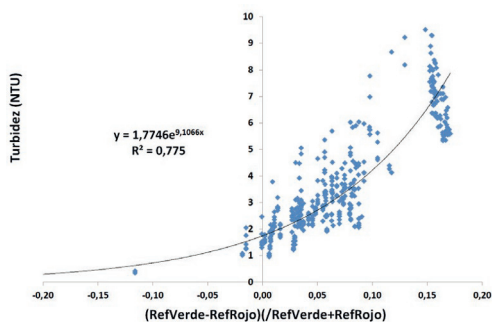


Figura 3. Relación entre los índices normalizados (*V* y *R*) y la turbidez en los puntos de muestreo del CTD.

Los algoritmos obtenidos en el nivel L2 explican un 77% de la variabilidad de la turbidez (Figura 4) y del 88% para la clorofila-*a* (Figura 6).

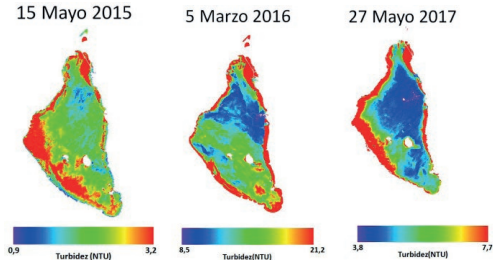


Figura 4. Mapas de turbidez (NTU).

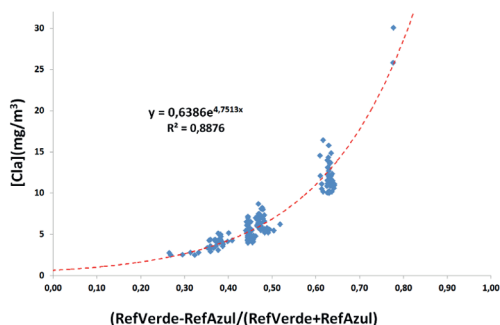


Figura 5. Relación de los índices normalizados (*V/A*) y la clorofila-*a* en los puntos de muestreo del CTD.

Los mapas de concentración de clorofila-*a* obtenidos mediante imágenes Landsat y muestreos con el CTD (Figura 7) muestran el incremento paulatino sucedido durante estos dos años y el brusco descenso en la situación actual. Destaca que los valores más elevados en los bordes no corresponden a clorofila en el plancton sino a la visión de la vegetación del fondo por la transparencia del agua en las zonas someras, coloración roja (Figura 2).

Los resultados obtenidos en la serie temporal (Figura 7) muestran claramente que el valor promedio de la clorofila-*a* se ha incrementado paulatinamente desde los valores en torno a los 5 mg/m³ hasta alcanzar valores superiores a 25 mg/m³ en el invierno de 2017; sin embargo esta tendencia se rompió bruscamente con las lluvias torrenciales y en los últimos meses se ha vuelto a los valores iniciales en torno a la mesotrofia, con una calidad aceptable en el agua.

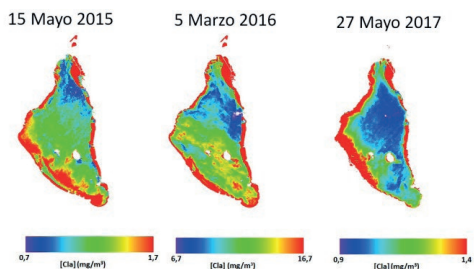


Figura 6. Mapas del contenido en clorofila-*a* (mg/m³).

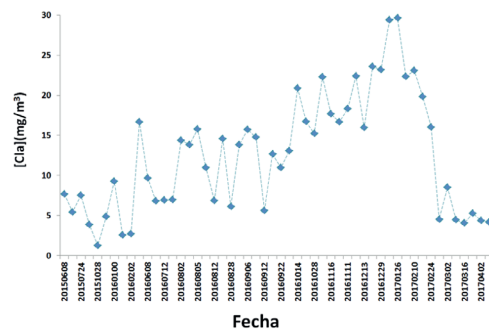


Figura 7. Fechas de imágenes y muestreos con CTD.

El estudio de los perfiles verticales de clorofila-*a* nos muestra que los valores máximos se encuentran en profundidad entre 3 a 5 m, siendo en el caso mostrado (Figura 8), hasta tres veces mayores en esta zona que en la superficie, lo cual puede originar un incremento muy rápido en superficie si se produce una subida a superficie de las aguas más profundas.

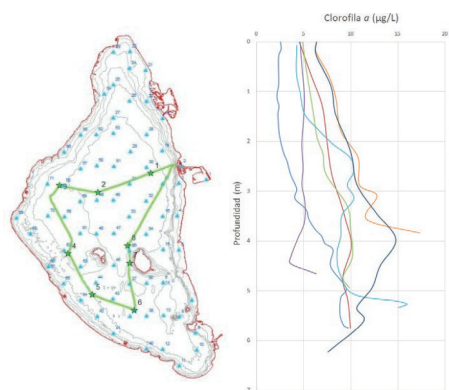


Figura 8. Puntos de muestreo del CDT y perfiles de clorofila-a del 18/04/2017.

4. CONCLUSIONES

Este trabajo se puede poner en marcha la primera fase de un sistema de seguimiento de calidad del agua mediante imágenes de satélite del Mar Menor en tiempo cuasi real. Las técnicas de teledetección y toma de datos *in situ* empleadas en el presente trabajo han resultado adecuadas, permitiendo abordar de manera sinóptica y económica la descripción de los patrones espacio-temporal de los procesos de elevada turbidez y alto contenido en clorofila-a de las aguas del Mar Menor que se dieron en 2016. Los resultados obtenidos con este desarrollo metodológico pueden ser muy útiles para anticipar la toma de decisiones en la gestión ambiental de la laguna. La experiencia adquirida desde el inicio del programa Landsat hasta nuestros días en el estudio y seguimiento de masas de aguas españolas mediante imágenes multispectrales, nos indica la necesidad de incorporar la toma de datos “*in situ*”, para ajustar algoritmos específicos en zonas tan singulares como el Mar Menor que cuenta con cinco figuras de protección ambiental. En una segunda fase, se cambiará la funcionalidad del sistema con los datos procedentes del sensor MSI de la serie Sentinel II de la Agencia Espacial Europea. El acceso a esta información se puede realizar a través de visores a los que se puede acceder desde el portal: <http://idearm.imida.es>, a través de este geoportel se puede acceder a una colección de imágenes de la serie Landsat, que comprende el periodo de 1975-2017. Los se publicarán en la web <http://www.marmenor.info>.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto FEDER 14-20-15 (Diseño y puesta en marcha de una infraestructura de datos espaciales sobre agricultura y agua en la Región de Murcia-IDEARM), cofinanciado al 80% con fondos FEDER.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Domínguez, J.A. 2002. *Estudio de la calidad del agua de las lagunas de graveras mediante teledetección*. Tesis doctoral. Universidad de Alcalá.
- Domínguez, J.A., Chuvieco, E., Sastre, M. 2009. Monitoring transparency in inland water bodies using multispectral images. *International Journal of Remote Sensing*, 30(6), 1567-1586.
- Domínguez, J.A. 2012. *Remote Sensing as a tool for the management of Spanish Aquatic Ecosystems*. Globalakes Workshop, Stirling.
- García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Albaladejo, J., Castillo, V.M. 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Science of The Total Environment* 373, 220-239. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.10.046.
- Gilbert, J. 1992. *Análisis del ecosistema planctónico del Mar Menor*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Gilbert, M.A., Conese, C., Maselli, F. 1994. An atmospheric correction method for the automatic retrieval of surface reflectances from TM images. *International Journal of Remote Sensing*, 15, 2065-2086.
- López, M. J., Casselles, V. 1990. A multi-temporal study of chlorophyll-a concentration in the Albufera lagoon of Valencia, Spain, using Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, 11, 301-311.
- Mas, J. 1994. *El Mar Menor. Relaciones, diferencias y afinidades entre la laguna costera y el Mar Mediterráneo adyacente*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Ortiz, J.L, Peña, M. 1989. Remote sensing of limnological parameters in reservoirs. In T. D. Guyenne, Environ Monit Assess G. Calabresi (Eds.), *European coordinated effort for monitoring the Earth's environment. Landsat thematic mapper applications*, pp. 1985-1987. The Netherlands: ESA.
- Pérez-Ruzafa, A., Fernández, A.I., Marcos, C., Gilbert, J., Quispe, J.I., García- Charton, J.A. 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor,Spain), in: Presented at the *Hydrobiologia*, 550(1), 11-27. doi:10.1007/s10750-005-4356-2.

Aplicación de imágenes Sentinel-1 y Sentinel-2 en la detección y delineación de información de crisis de desastres naturales

Donezar Hoyos, U., Larrañaga Urien, A., Tamés Noriega, A., Sánchez Gil, C., Albizua Huarte, L.,
Ciriza Labiano, R., del Barrio Arellano, F.

Tracasa. Departamento de Ingeniería y Sistemas Territoriales. C/ Cabárceno, 6. 31621 Sarriguren. Navarra.
{udonezar, alarranaga, atames, csanchez, lalbizua, rciriza, fbarrio}@tracasa.es.

Resumen: El principal objetivo de este trabajo ha consistido en analizar la aplicabilidad de la incorporación de imágenes Sentinel-1 y Sentinel-2 en los flujos de trabajo para obtener información de crisis de diferente naturaleza, así como su aplicación en la detección y monitorización de dichos eventos. Sentinel es un programa de observación de la tierra que está siendo desarrollado por la Agencia Espacial Europea (ESA) en el marco del programa Copernicus operativo desde abril de 2012, previamente denominado *Global Monitoring for Environment and Security* (GMES). Consta de seis misiones, de las cuales en estos momentos están activas tres, Sentinel-1 que proporciona imágenes radar, Sentinel-2 que proporciona imágenes ópticas de Alta Resolución y Sentinel-3, que proporciona servicios globales de vigilancia terrestre, atmosférica, de gestión de emergencias y seguridad y de la criosfera. La aplicación práctica de los datos radar Sentinel-1 se muestra en la detección de zonas inundadas y su uso para la detección de cambios por medio de análisis MultiTemporal de Coherencia (MTC) de imágenes radar para la delimitación de incendios y monitorización de flujos de lava. Respecto a Sentinel-2, se explotan las capacidades que proporciona su alta resolución espectral para la delimitación de incendios mediante el cálculo de diferencias de índices de vegetación entre las imágenes pre- y post-evento. Los resultados usando Sentinel-1 y Sentinel-2 se han comparado, en todos los casos, con resultados obtenidos a partir de imágenes de mayor resolución espacial, tanto ópticas como radar. Los buenos resultados de estas comparaciones demuestran la utilidad de imágenes Sentinel para los 3 casos estudiados.

Palabras clave: Emergencias, Sentinel-1, Sentinel-2, MTC, incendios, monitorización de flujos de lava, inundaciones.

Applicability of Sentinel-1 and Sentinel-2 images for the detection and delineation of crisis information

Abstract: This study shows the inclusion of Sentinel-1 and Sentinel-2 images in the workflows to obtain of crisis information of different types of events and their applicability in the detection and monitoring of those events. Sentinel is an Earth Observation (EO) program that is currently being developed by the European Space Agency (ESA) in the scope of the Copernicus program operative since April 2012, formerly known as *Global Monitoring for Environment and Security* (GMES). This program comprises six missions, out of which three are active, Sentinel-1 that provides radar images, Sentinel-2 providing High Resolution optical images and Sentinel-3 developed to support GMES ocean, land, atmospheric, emergency, security and cryospheric applications. Sentinel-1 radar data was used to detect and delineate flooded areas, and a MultiTemporal Coherence (MTC) analysis was applied using pre and post-event images to delimit and monitor burnt areas and lava flows. With respect to Sentinel-2, its high spectral resolution bands allowed the delineation of burnt areas by calculating differences of vegetation and burnt indices using pre and post-event images. Results using Sentinel-1 and Sentinel-2 data were compared with results using higher spatial resolution images, both optical and radar. In all cases, the usability of Sentinel images was proven.

Keywords: Emergency, Sentinel-1, Sentinel-2, MTC, forest fires, lava flow monitoring, floods.

1. INTRODUCCIÓN

La respuesta a emergencias supone un reto a la hora de gestionar los recursos tanto en los momentos inmediatamente posteriores, como en el proceso de recuperación y valoración de los daños. La cartografía de emergencias se define como “la creación de mapas, productos de geo-información y análisis espaciales dedicados a dar una visión de la situación de la emergencia e información de crisis inmediata para la respuesta mediante la extracción de información geográfica de referencia (pre-evento) y de crisis (post-evento) de imágenes de satélite o aéreas” (IWG-SEM, 2015). Para ello, la información de satélite ha demostrado ya su utilidad, en programas tales como *Copernicus Emergency Management Service*, operativo desde abril de 2012 y *International Charter Space*

and *Major Disasters*, operativo desde 2000. Es en ese contexto donde se ha probado la utilidad y aplicabilidad de los productos Sentinel-1 y Sentinel-2 usando para su validación información de referencia obtenida de imágenes de mayor resolución espacial. Se ha testado la utilidad de imágenes radar Sentinel-1 en la detección y monitorización de inundaciones. Además se han realizado clasificaciones automáticas de composiciones en color basadas en series MultiTemporales de Coherencia (MTC) calculadas sobre imágenes multitemporales de Sentinel-1 para la delimitación y monitorización de flujos de lava e incendios. Los estudios de MTC se beneficiaron de las capacidades que ofrece el periodo de revisita de Sentinel-1, 12 días en el caso de usar Sentinel-1A, y 6 desde que en abril de 2016 se lanzara su satélite gemelo, el Sentinel-1B. Estos periodos cortos permiten

tener imágenes pre- y post-evento cercanas a la fecha de la emergencia, lo cual permite inferir que los cambios en coherencia se deben solamente al evento de crisis. Por último, se aprovechó la alta resolución espectral del satélite Sentinel-2, que toma datos en 13 bandas, 9 de ellas en las zonas visible e infrarrojo cercano del espectro, con un periodo de revisita de 10 días.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los análisis se realizaron con imágenes Sentinel-1 y Sentinel-2 de diferentes fechas y los resultados obtenidos se compararon con resultados derivados de imágenes de mayor resolución espacial en detección de incendios, delimitación de flujos de lava y delimitación de manchas de agua en inundaciones.

2.1. Aplicación en detección de incendios

Se testó la capacidad de imágenes Sentinel-1 (S-1) y Sentinel-2 (S-2) para la detección y delimitación de zonas quemadas a consecuencia de un incendio originado el 25/08/2016 que afectó principalmente a zonas forestales y agrícolas. Los resultados con cada uno de los sensores se validaron con la delimitación de la zona quemada obtenida a partir de una imagen óptica Pléiades y se disgregaron según el uso de suelo del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos (MCA) de Navarra de 2012. La Tabla 1 resume las imágenes utilizadas, el tamaño de pixel (GSD, del inglés *Ground Sampling Distance*) y la metodología usada en cada caso para delimitar el incendio.

Tabla 1. Resumen de material y métodos usados en el estudio de la delimitación de zonas quemadas.

Sensor	Fecha	GSD	Método
S-1	20/08/2016 01/09/2016	15m	MTC y clasificación automática
S-2	22/08/2016 02/09/2016	10m*	ΔBAI y clasificación automática
Pléiades	07/09/2016	0.5m	BAI y clasificación automática

* GSD de las bandas usadas.

La delimitación mediante Sentinel-1 se realizó a partir de un par interferométrico con un nivel de procesamiento *Single Look Complex*, donde se mantiene la información de la fase, necesaria para la obtención de la imagen de coherencia. Con este par se obtuvo una imagen MTC a partir de la cual se extrajo automáticamente el área quemada mediante una clasificación supervisada a nivel de objeto utilizando el software Feature Analyst. Este software usa un proceso de aprendizaje jerárquico para segmentar una imagen en base a categorías determinadas por el usuario (Overwatch Systems, Ltd, 2013). El flujo de trabajo hasta la obtención de la imagen MTC fue íntegramente realizado con el software gratuito Sentinel Application Platform (SNAP), ver Figura 1.

La detección usando Sentinel-2 se basó en el cálculo de la diferencia del *Burnt Area Index* (ΔBAI) entre el pre- y el post-evento. El BAI se calcula según la Ecuación 1.

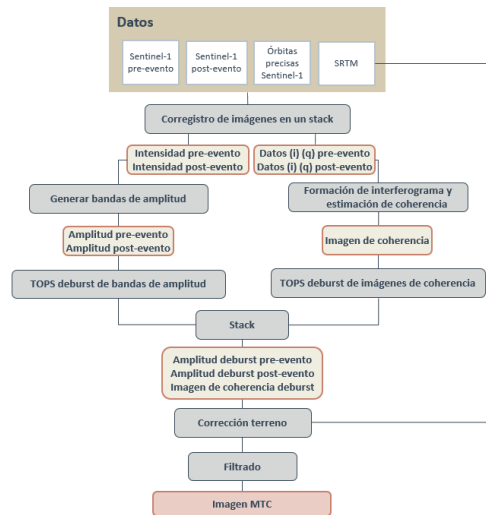


Figura 1. Flujo de trabajo de la obtención de la imagen MTC a partir de imágenes Sentinel-1.

$$BAI=1/[(0,1-\rho_{RED})^2+(0,06-\rho_{NIR})^2] \quad (1)$$

donde:

ρ_{RED} = Reflectancia de la banda del rojo (665 nm).

ρ_{NIR} = Reflectancia de la banda del infrarrojo cercano (842 nm).

El área quemada se identificó mediante una clasificación automática a nivel de objeto realizada sobre la imagen ΔBAI y revisada y editada usando la imagen Sentinel-2 post-evento.

La delimitación de las zonas quemadas usando la Pléiades del 07/09/2016 se realizó calculando el BAI y clasificando la imagen resultante con Feature Analyst. El resultado se suavizó y se fotointerpretó para eliminar errores groseros.

Los resultados se compararon por pares con el fin de analizar la influencia del tipo de imagen y de la resolución espacial en la delimitación de áreas quemadas.

2.2. Aplicación en delimitación de lava

Se evaluó la utilidad de las imágenes Sentinel-1 para la delimitar la colada de lava de una erupción volcánica que comenzó el 23/11/2014 y se prolongó hasta el 08/02/2015. Para ello se adquirió una imagen Sentinel-1 pre-evento del 03/11/2014 y una post-evento del 09/12/2014, ambas con GSD = 15 m. A partir de ellas se calculó la imagen MTC según el flujo de trabajo de la Figura 1, de la que se derivó la mancha de lava por medio de clasificación supervisada a nivel de objeto realizada con el software Feature Analyst seguida de fotointerpretación para eliminar los errores más groseros. La Figura 2 muestra la composición RGB de la imagen MTC sobre la que se realizó la clasificación automática, donde en el Rojo y Verde se muestran la imagen de amplitud pre- y post-evento respectivamente y en el Azul la coherencia. La mancha de la colada de lava es claramente visible en verde sobre fondo azul.

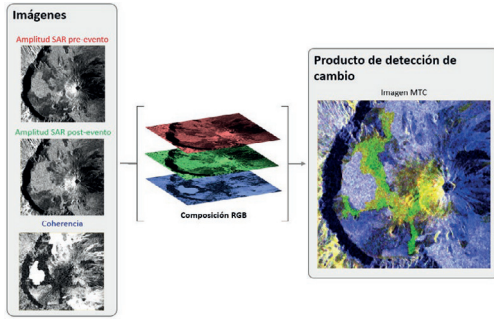


Figura 2. Composición RGB sobre la que se realizó la clasificación automática de la colada de lava.

La mancha se comparó con la extraída por fotointerpretación de una imagen WorldView-2 (WV-2) del 09/12/2014.

2.3. Aplicación en delimitación de inundaciones

Se testaron las capacidades de imágenes Sentinel-1 adquiridas en polarización Vertical-Horizontal (VH) para detectar zonas inundadas. A pesar de que la polarización Horizontal-Horizontal (HH) es más apropiada en la detección de agua (Henry, 2006), ésta no siempre está disponible en Sentinel-1. La mancha de agua se comparó con manchas de agua obtenidas de fuentes de mayor resolución espacial, COSMO-SkyMed (CSK) con polarización HH y fotografías aéreas RGB. Los estudios se llevaron a cabo en zonas con diferentes morfologías del terreno. La Tabla 2 muestra un resumen de los datos.

Tabla 2. Resumen de las imágenes Sentinel-1 y datos usados para la comparación.

Imagen S-1 Pol VH a10m	Datos de comparación			
	Sensor	Fecha	GSD	Terreno
13/12/2015	CSK HH	13/12/2015	5m	Llano Sin árboles Urbano concentrado
19/08/2016	Fotos aéreas	18/08/2016	~0.1m	Llano Con árboles Urbano diseminado

Las imágenes Sentinel-1 se procesaron con el software SNAP. La mancha de agua se obtuvo mediante clasificación supervisada a nivel de objeto utilizando el software Feature Analyst seguida de una edición semiautomática usando datos auxiliares tales como Modelos Digitales del Terreno (MDT) para descartar zonas no susceptibles de inundación. La edición se completó de forma manual en algunas zonas.

La mancha de agua a partir de COSMO-SkyMed se obtuvo mediante extracción automática seguida de fotointerpretación para eliminar errores groseros. La mancha de agua proveniente de las fotografías aéreas se obtuvo mediante fotointerpretación.

3. RESULTADOS

3.1. Aplicación en detección de incendios

El resultado de Sentinel-1 se comparó contra el resultado de Sentinel-2 y Pléiades para valorar las diferencias dependiendo de si se usa una imagen radar u óptica de similar resolución espacial o de si se usa una imagen radar u óptica VHR. Además se comparó el resultado de Sentinel-2 con el resultado de Pléiades para ver el efecto de la diferencia de resolución espacial. La Tabla 3 muestra la delimitación de zonas quemadas dependiendo de las imágenes usadas y la superficie detectada desagregada por usos del suelo según el MCA de 2012.

Tabla 3. Superficie quemada detectada dependiendo de la imagen usada desagregada por uso.

Sentinel-1	Sentinel-2	Pléiades
Cultivos herbáceos (ha)		
1,161.14	1,810.86	1,003.33
Cultivos leñosos (ha)		
16.91	17.05	10.25
Forestal arbolado (ha)		
306.14	428.14	396.42
Forestal no arbolado (ha)		
899.24	1,015.22	937.34
Improductivo (ha)		
41.75	44.24	0
TOTAL		
2,425.18	3,315.52	2,347.34

Los usos forestales son donde mejor se detecta la zona quemada a partir de Sentinel-1. Dado que la metodología seguida con radar se basa en cambios en las características de las cubiertas observadas, los resultados eran los esperables. Como los cultivos herbáceos ya estaban cosechados en la fecha del incendio, el fuego pasó por parcelas de suelo desnudo sin cambiar sus características. Los usos forestales, que sí tenían hojas en el momento del incendio, sufrieron más cambio y por tanto se detectan mejor en el análisis MTC.

La Tabla 4 muestra los porcentajes de acuerdo, omisión y comisión para el total de las capas cruzadas. En los cruces se tomó como dato de referencia el resultado obtenido con Sentinel-2 en la primera comparación y los resultados con Pléiades para la segunda y tercera.

Tabla 4. Porcentajes de acuerdo, omisión y comisión totales para las capas cruzadas.

	Acuerdo (%)	Omisión (%)	Comisión (%)
S-1 vs. S-2	69.15	30.85	5.46
S-1 vs. Pléiades	73.76	26.24	28.61
S-2 vs. Pléiades	99.49	0.51	29.57

El mayor porcentaje de acuerdo se obtuvo en la comparación entre las dos imágenes ópticas, aunque

la comisión asciende a casi el 30%. El segundo mejor resultado en términos de porcentaje de acuerdo se observa en la comparación de Sentinel-1 con Pléiades. Los resultados de esta comparación son similares a los de la comparación hecha con datos de Sentinel-1 y 2, aunque hay que resaltar que la comisión baja notablemente cuando se comparan los resultados derivados de Sentinel.

3.2. Aplicación en delimitación de lava

La Tabla 5 muestra los resultados de la validación del flujo de lava derivado de Sentinel-1 contra el derivado de WorldView-2.

Tabla 5. Porcentajes de acuerdo, omisión y comisión totales para las capas cruzadas.

	Precisión temática (%)	Coefficiente kappa	Omisión (%)	Comisión (%)
S-1 vs. WV-2	99	0.90	9	12

Los resultados indican un muy alto nivel de concordancia entre los datos (Altman, 1991). La mayoría de las diferencias se dieron en las zonas de borde de las capas, influidas por las diferencias en la resolución espacial de las imágenes y en la metodología de extracción seguida. Además se observó una gran mancha de comisión en la zona de la fisura, que da una respuesta confusa en el análisis MTC, ver Figura 2.

3.3. Aplicación en delimitación de inundaciones

La Tabla 6 muestra los resultados obtenidos en la comparación de manchas de agua derivadas de datos Sentinel-1 y de otros sensores. La comparación de los datos Sentinel-1 y COSMO-SkyMed se realizó en 3 zonas de interés (AOI, del inglés *Area Of Interest*) diferentes con mismas características del terreno.

Tabla 6. Resultados de la validación de zonas inundadas detectadas usando Sentinel-1.

Cruce	AOI	Precisión temática (%)	Coefficiente kappa	Omisión (%)	Comisión (%)
S-1 vs.	1	95	0.77	29	10
	2	95	0.77	28	9
	3	98	0.64	49	10
S-1 vs. Fotos aéreas		98	0.14	90	70

Los resultados indican un buen nivel de concordancia entre los datos obtenidos mediante radar, con coeficientes de kappa superiores a 0.64, mientras que la comparación con la mancha de agua proveniente de fotointerpretación arroja un nivel de concordancia pobre, con un kappa de 0,14 (Altman, 1991). Cabe destacar las omisiones para la categoría inundado en esta comparación, de 90%. Éstas se deben en parte a limitaciones propias del radar en zonas arboladas o con edificios, que generan una respuesta muy diferente a la del agua, y por tanto enmascaran la señal de retorno del agua y en parte a la diferencia de fecha de las imágenes usadas. Al analizar los resultados se observaron

zonas amplias y despejadas claramente inundadas en las fotografías aéreas que no daban una respuesta de agua en la imagen radar, de lo que se deduce que la mayor parte del agua retrocedió de un día para otro.

4. DISCUSIÓN

La delimitación de zonas quemadas mediante el análisis de imagen radar MTC da unos resultados muy buenos en las zonas forestales, lo cual abre la posibilidad de su uso en evaluación de daños. Los resultados para zonas de suelo desnudo o sin vegetación muestran que en esas zonas su aplicabilidad es menor. El acuerdo entre la zona quemada delimitada con Sentinel-2 y Pléiades demuestra que, a pesar de su menor resolución espacial, su capacidad es muy reseñable.

La comparación entre la colada de lava delimitada con Sentinel-1 y la derivada a partir de una imagen óptica VHR mostró también la alta usabilidad de estas imágenes y de la metodología testada. Las mayores diferencias se debieron a la diferencias de resolución espacial.

Respecto a la detección de zonas inundadas mediante imágenes radar, hay tres conclusiones a destacar. Primero, que en la comparación de manchas de agua derivadas de imágenes radar, los resultados obtenidos con Sentinel-1 son similares a los obtenidos con COSMO-SkyMed a pesar de no tener la primera disponible la polarización HH y a tener una resolución espacial más baja, lo cual amplía su uso en la delimitación de inundaciones. Segundo, que la morfología del terreno puede influir muy negativamente en los resultados, ya que puede interferir en la señal obtenida con radar. Tercero, que en el estudio de inundaciones es indispensable hacer un estudio previo de la dinámica del agua en la zona, que puede ayudar a entender los resultados pero que además es una información de gran valor en el refinamiento de la mancha de agua clasificada automáticamente.

5. BIBLIOGRAFÍA

Altman, D.G. 1991. *Practical statistics for medical research*. New York. Chapman and Hall.

Brockmann Consult, Array Systems Computing y C-S. 2015. SNAP – The Sentinels Application Platform. *Earth Observation Open Science 2.0, ESRIN*, 12 - 14 October 2015.

Copernicus <http://www.copernicus.eu/main/sentinels>.

Henry, J.B., Chastanet, P., Fellah, K., Desnos, Y.L. 2006. Envisat Multi-Polarized ASAR Data for Flood Mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 27(10), 1921-1929.

International Working Group on Satellite based Emergency Mapping (IWG-SEM). 2015. Emergency Mapping Guidelines, Working Paper (v1.0), http://www.unspider.org/sites/default/files/IWG_SEM_EmergencyMappingGuidelines_v1_Final.pdf

Martín, M. 1998. *Cartografía e inventario de incendios forestales en la Península Ibérica a partir de imágenes NOAA-AVHRR*. Doctoral thesis, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares.

Overwatch Systems, Ltd. 2000-2013. Feature Analyst Tutorial.

Procesado y distribución de nubes de puntos en el proyecto PNOA-LiDAR

Lorite Martínez, S. ⁽¹⁾, Ojeda Manrique, J. C. ⁽²⁾, Rodríguez-Cuenca, B. ⁽²⁾, González Cristóbal, E. ⁽²⁾, Muñoz, P. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Instituto Geográfico Nacional, Calle del General Ibáñez de Ibero, 3, 28003, Madrid. slorite@fomento.es

⁽²⁾ Instituto Geográfico Nacional, Calle del General Ibáñez de Ibero, 3, 28003, Madrid.

Resumen: El proyecto PNOA-LiDAR comienza en el año 2008 con el objetivo de cubrir cada 6 años todo el territorio de España mediante nubes de puntos con coordenadas tridimensionales obtenidas mediante sensores LiDAR aerotransportados, con una densidad de 0,5 puntos/m². La precisión altimétrica obtenida es mejor de 20 cm RMSE Z. La primera cobertura se finalizó en el año 2015 y en la actualidad se está realizando la toma de datos de la segunda, con cambios importantes tales como la adquisición de imágenes simultáneas de cuatro bandas y aumento de densidad en algunas zonas. En este documento se detalla el flujo de trabajo que se sigue en el IGN desde la captura de los datos por los sensores aerotransportados a la distribución final para todos los usuarios a través del centro de descargas del CNIG. Este proceso consta fundamentalmente de dos etapas: en primer lugar se realiza el control de calidad geométrico de la nube de puntos y del vuelo para garantizar que los datos se ajustan a las especificaciones de producto. Tras esto, se llevan a cabo una serie de procesos que facilitan la visualización e interpretación de las nubes de puntos. Además, se generan productos derivados tales como Modelos Digitales del Terreno. Finalmente los datos se distribuyen en formato LAZ (formato de compresión de ficheros LAS) a través del Centro de Descargas del CNIG en ficheros de 2x2 km de extensión.

Palabras clave: PNOA, LiDAR, control de calidad, automatización de procesos, datos abiertos, LAS.

Processing and distribution of point clouds in the PNOA-LiDAR project

Abstract: The PNOA-LiDAR project began in 2008 with the aim of covering the entire Spanish territory every 6 years with 3D point clouds. These point clouds are obtained by means of an airborne LiDAR sensor with a density of 0.5 points/m². The altimetric accuracy obtained is better than 20 cm RMSE Z. The first coverage was finalized in 2015 and the data collection of the second is currently being carried out. This work details the workflow that is followed in the IGN from the capture of the data by the airborne sensors to the final distribution for all users through the CNIG download website. This process essentially consists of two stages. In a first step, the geometric quality control of the point cloud and flight is performed to ensure that dataset conform the product specifications. After that, in a second stage, a series of processes are performed to facilitate the visualization and interpretation of point clouds. Furthermore, derivative products are obtained, such as Digital Terrain Models. Finally, the data is distributed in LAZ format (compressed format of LAS files) through the CNIG download website in 2x2 km files.

Keywords: PNOA, LiDAR, quality control, automation processes, open data, LAS.

1. INTRODUCCIÓN

El proyecto PNOA-LiDAR, se encuentra enmarcado dentro del Plan Nacional de Observación del Territorio (PNOT), teniendo por objeto la captura periódica de una cobertura de nubes de puntos LiDAR cada seis años y Modelos Digitales del Terreno (MDT) derivados a partir de la cobertura LiDAR.

Los detalles del proyecto como pueden ser coberturas LiDAR por años, productos derivados y sus precisiones o las especificaciones técnicas (Tabla 1) pueden ser consultados en la página web: <http://pnoa.ign.es/>.

Los principales impulsores de proyecto PNOA-LiDAR junto con el Instituto Geográfico Nacional (IGN) han sido el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (por medio de la Dirección General del Agua, las Confederaciones Hidrográficas y el FEGA) y el Ministerio de Hacienda y Administraciones Públicas (por medio de la Dirección General del Catastro), además de las Comunidades Autónomas, lo que ha permitido la obtención de información altimétrica de alta precisión.

Tabla 1. Resumen de especificaciones técnicas PNOA.

	GSD Vuelo (cm)	GSD Ortofoto (cm)	Precisión planimétrica de la ortofoto	Precisión altimétrica del Modelo Digital del Terreno	Paso de malla
PNOA 50 cm	45	50	RMSE _{X,Y} ≤ 1,00 m	RMSE _Z ≤ 2,00 m	5m x 5m
PNOA 25 cm	22	25	RMSE _{X,Y} ≤ 0,50 m	RMSE _{X,Y} ≤ 1,00 m	5m x 5m

	Densidad Nominal (p/m ²)	Distancia nominal entre puntos (m)	Precisión altimétrica de la nube de puntos	Precisión altimétrica del Modelo Digital del Terreno	Paso de malla
PNOA-LiDAR	0,5	1,4	RMSE _Z ≤ 0,20 m	RMSE _Z ≤ 0,50 m	5m x 5m

La obtención de una cobertura LiDAR de todo el territorio de un país es un hecho relativamente novedoso, ya que únicamente países pequeños disponen de ella. Ejemplos significativos son los de Holanda o Suiza.

Con la introducción del LiDAR en el proyecto PNOA se ha conseguido reducir significativamente los costes de obtención y producción de la nube de puntos, habiendo finalizado la primera cobertura en 2015 (Figura 1), fecha en la que se inició la captura de la segunda cobertura.

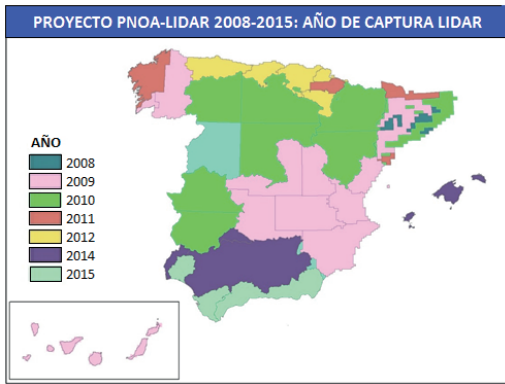


Figura 1. Mapa de fechas de captura de la primera cobertura LiDAR del proyecto PNOA-LiDAR.

2. FLUJO DE TRABAJO EN EL PROYECTO PNOA-LiDAR

En la ejecución del proyecto PNOA-LiDAR se distinguen 4 fases consecutivas:

1. Planificación
2. Captura de la información
3. Control de calidad
4. Procesado de los datos LiDAR del vuelo

2.1. Planificación

En la fase de planificación, como paso previo a la ejecución del vuelo, las empresas licitadoras entregan una planificación de vuelo en un fichero en formato mdb, con datos como inicio y final de pasada, altura de vuelo, frecuencia de escaneado, frecuencia de pulso o el tipo de sensor. Adicionalmente entrega otra base de datos en la que indican las estaciones de referencia GNSS que van a utilizar durante la captura de la información, pudiendo utilizarse las implantadas por el IGN, las de las Comunidades Autónomas, las de las empresas privadas o en su defecto la empresa que fuera a realizar el trabajo tendría que establecer las necesarias para garantizar el cumplimiento de las precisiones exigidas en las especificaciones técnicas.

2.2. Captura de datos LiDAR

Para realizar la primera cobertura, el territorio se ha dividido en bloques de una superficie similar a los del vuelo fotogramétrico. La extensión varía entre los 20.000 km² en la gran mayoría de las zonas, a los 8.000 km² en zonas de orografía compleja.

En la gran mayoría de los casos solamente se ha capturado la información del sensor LiDAR, no obstante, en los vuelos del año 2009 algunas zonas fueron voladas mediante lo que se denomina vuelo combinado, permitiendo obtener simultáneamente la captura de la imagen y la información altimétrica. A partir de 2015 se generaliza nuevamente la captura simultánea con imagen cuatro bandas (RGB e infrarrojo cercano), con cámaras de medio formato.

Los sensores utilizados en la captura de información LiDAR en el proyecto PNOA han sido de última generación, teniendo que cumplir una serie de requerimientos como son: una frecuencia mínima de escaneado de 70 Hz, debiendo alcanzar un mínimo de 40 Hz con un FOV (field of view) de 50°. La frecuencia mínima de pulso debe ser de 45 kHz, asumiendo un FOV de 50° y un alcance máximo de 3000 metros. Los principales sensores utilizados en el proyecto han sido los Leica ALS en sus modelos 50, 60, 70 y 80 y el Riegel 680 QH.

Respecto a la mínima densidad de puntos exigida, ésta debe ser de 0,5 puntos por metro cuadrado del primer retorno (aproximadamente una distancia de 1,41 m entre puntos), sin considerar los puntos que se encuentran en las zonas de solape entre pasadas contiguas, ni las zonas de agua. No obstante, en la segunda cobertura se está aumentando la densidad de la nube de puntos a 1 y 2 pulsos/m² en algunas zonas.

La dirección de las pasadas normalmente es Este-Oeste, salvo en zonas con gran relieve en las que se podrá variar la orientación para mejorar la adquisición de los puntos, siendo el recubrimiento transversal entre pasadas mayor de un 15%. La longitud máxima de las pasadas será de 4 hojas del Mapa Topográfico Nacional a escala 1/50000 (MTN50), para evitar la acumulación de errores excesivos en la deriva del sensor inercial.

Adicionalmente, se realizarán pasadas transversales a las anteriores, cuya longitud no excederá de 3 hojas del MTN50. Estas pasadas se realizan sobre zonas de control, en las que se habrán levantado una serie de puntos mediante GNSS, permitiendo ajustar estas pasadas al terreno. Sobre estas pasadas se apoyarán las pasadas longitudinales, evitando la aparición de errores sistemáticos en altitud. En la Figura 2 se muestra un ejemplo de la distribución de pasadas longitudinales y transversales en uno de los vuelos de la primera cobertura.

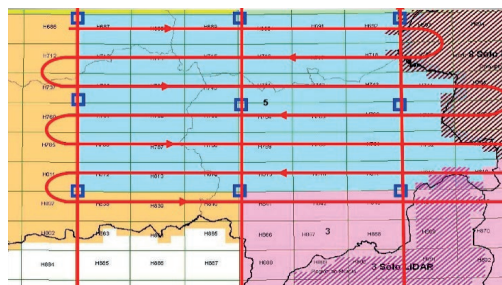


Figura 2. Distribución de pasadas longitudinales y transversales así como de las áreas de control.

La altura de vuelo quedará fijada en función de la velocidad del avión, características técnicas del sensor utilizado y la densidad que se pretende obtener.

En cuanto la precisión altimétrica, el error medio cuadrático será inferior a 0,20 m, siendo menor de 0,40 m en el 95% de los casos, no permitiéndose errores superiores a 60 cm. En las zonas de solape entre pasadas la discrepancia máxima será menor de 40 cm.

Para la captura de información GNSS se está utilizando la red de estaciones permanentes del IGN y otras de algunas Comunidades Autónomas, de tal manera que el error medio cuadrático en el procesado de las trayectorias de vuelo sea menor de 10 cm.

Con toda la información capturada se obtendrán las coordenadas de la nube de puntos referidas al sistema de referencia ETRS89 en la Península, Baleares, Ceuta y Melilla, y al REGCAN95 en el archipiélago Canario, tal y como establece el Real Decreto 1071/2007. La proyección utilizada es la UTM en el huso correspondiente a cada zona.

El producto final entregado por las empresas de vuelo son ficheros *LAS* en versión 1.2 formato 3, con altitudes elipsoidales y sin clasificar. Cada fichero abarca un ámbito correspondiente a un cuadrado UTM de 2x2 km, siendo la esquina superior izquierda un valor entero por.

2.3. Control de calidad

En todos los productos generados en el marco del PNOT se establecen unos procesos para garantizar la calidad de los datos generados, y asegurar que cumplen las especificaciones técnicas en cada una de las fases de las que consta el proyecto.

Una vez que el vuelo se adjudica a una empresa, ésta entrega una planificación previa del vuelo y los certificados de calibración del sensor para comprobar que no tienen una antigüedad mayor de un año. En la planificación de vuelo, junto con un MDT de referencia se comprueba que se cumplen los parámetros de densidad de puntos, recubrimientos transversales, área cubierta, distancia a las estaciones de referencia, y el paso del avión lo más centrado posible sobre los campos de control al realizar las pasadas transversales.

Una vez finalizado el vuelo y entregada toda la documentación indicada en el pliego de condiciones técnicas, se realiza un análisis de la documentación entregada, el área cubierta, la densidad, los recubrimientos transversales, las distancias a las estaciones de referencia y las precisiones altimétricas.

El chequeo de la precisión altimétrica de los puntos consiste en comparar la altura de la nube de puntos LiDAR con los campos de control que se han proporcionado a las empresas para realizar el ajuste de las pasadas longitudinales al terreno. Adicionalmente a la toma de datos de los puntos de los campos de control, se levantan una serie de puntos a lo largo de trayectos, que se utilizan como control altimétrico adicional de uso interno, permitiendo comprobar la precisión altimétrica de la nube de puntos LiDAR.

Los resultados obtenidos en los controles de calidad demuestran que en muchos casos las precisiones altimétricas obtenidas son mejores que las establecidas en el pliego de prescripciones técnicas, estando en algunos bloques de vuelo por debajo de los 15 cm.

2.4. Procesado de datos LiDAR

Una vez que los datos capturados han pasado el control de calidad se comienza con el procesado de la nube de puntos.

En primer lugar, se realiza una transformación del Datum altimétrico (Ecuación 1) convirtiendo las alturas elipsoidales (h), con las que se reciben las coordenadas de los puntos procedentes del vuelo, a alturas ortométricas (H).

$$H = h - N \quad (1)$$

Para ello, es necesario disponer de valores de ondulación del geoide en la zona en cuestión (N). En el caso del proyecto PNOA-LiDAR se utiliza el Modelo de Geoide “EGM08-REDNAP” (Sobrino, *et al.*, s.f.), publicado por el área de geodesia del IGN.

A continuación, se asigna color a la nube de puntos con el objeto de mejorar la interpretación de la misma. Para ello se utilizan ortofotografías procedentes del proyecto PNOA-Imagen o del propio vuelo realizado para la obtención del LiDAR, en el caso de que este vuelo incluyera cámara fotográfica. Para darle color a la nube de puntos se realiza un proceso que consiste en asignar a cada punto de la misma el valor RGB interpolado (vecino más próximo) del conjunto de píxeles de la ortofotografía correspondiente a esa zona que se encuentran en la misma posición en el terreno.

Aparte de dar color RGB, que es con el que se distribuye la nube de puntos, internamente también se le asigna falso color (IR-R-B) a los puntos, añadiéndole el valor de Infrarrojo para poder realizar un procesamiento posterior utilizando dicho valor.

En la siguiente fase se realiza una clasificación automática con software comercial, aplicando unos parámetros generales, permitiendo etiquetar los puntos que forman la nube en diferentes categorías:

Clase 1: Puntos no clasificados

Clase 2: Suelo

Clase 3: Vegetación baja

Clase 4: Vegetación media

Clase 5: Vegetación alta

Clase 6: Edificación

Clase 7: Ruido

Clase 12: Solape

Para llevar a cabo la clasificación primero se determinan los puntos de la clase Ruido y Solape, para no considerarlos en el resto del proceso. En el siguiente se obtienen los puntos pertenecientes al suelo, para ello se tienen en cuenta aspectos relacionados con la pendiente de la superficie, rugosidad, número de retornos del LiDAR, etc. Y a continuación, según la altura con respecto al suelo, se clasifican los 3 tipos de vegetación que se contemplan y las edificaciones.

Uno de los problemas que presenta la realización de una clasificación automática es que genera errores, que posteriormente han de ser corregidos manualmente, con el consiguiente aumento en tiempo y coste. Para mejorar esta clasificación automática, se comprobó que en zonas urbanas existían puntos en edificaciones donde la clasificación automática no era correcta, detectándose puntos de los tejados que estaban clasificados como vegetación alta.

Para solucionar este problema se ha desarrollado un algoritmo que, con el uso de la nube de puntos en falso

color, calcula el índice de vegetación (NDVI) de cada punto situado en zonas urbanas y, previo establecimiento de un umbral, se determinan los puntos clasificados como vegetación alta que según su NDVI no pertenecen realmente a esa clase, reclasificándolos como edificación (Figura 3).

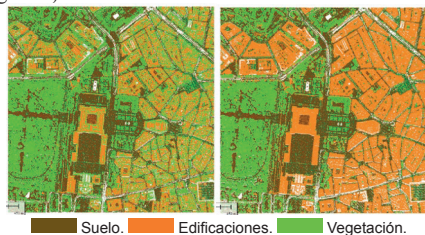


Figura 3. Ejemplo de nube clasificada automáticamente (izquierda) y reclasificada con valores de NDVI (derecha).

Para finalizar, y como paso previo a la publicación de los datos en el Centro de Descargas del CNIG, se realiza una compresión de los ficheros procesados LAS a formato LAZ. En resumen, el procedimiento completo a seguir en el tratamiento de datos LiDAR es el siguiente:

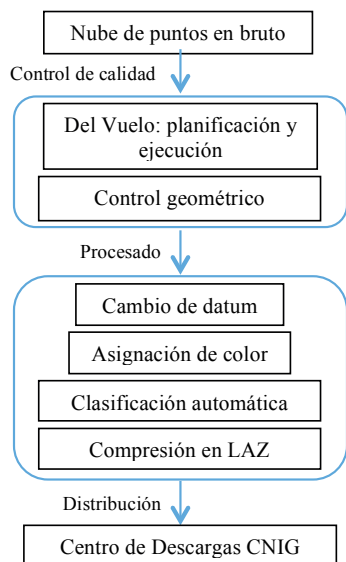


Figura 4. Flujo de trabajo en el proyecto PNOA-LiDAR

3. OBTENCIÓN DE PRODUCTOS DERIVADOS

Además de la planificación y el procesamiento de las nubes de puntos LiDAR, dentro del proyecto PNOA-LiDAR también se generan ciertos productos derivados como MDT o MDS, Modelos hidrológicos, etc.

3.1. Generación de un MDT

Los datos de partida para la generación de los MDT son los ficheros de nubes de puntos LiDAR clasificados, editados.

Los pasos a seguir serán los siguientes:

- Determinar los ficheros LiDAR de 2x2 km que se encuentran dentro del ámbito de trabajo, teniendo en cuenta que debe haber un rebase a partir de la clase Suelo de la nube de puntos LiDAR, para que no se produzcan artefactos en los extremos del fichero, debido a la interpolación de los datos.
- Generación de los MDT en formato ASCII GRID con paso de malla de 5 metros, obteniendo el valor de cota promedio de los puntos de la clase Suelo contenidos en cada celda. Hay que tener en cuenta que las coordenadas de la malla estén referenciadas al centro de cada celda y sean un número entero múltiplo del paso de malla.
- Edición de los MDT eliminando posibles artefactos, editando las masas de agua en los embalses y homogeneizando las coberturas de diferentes años y de bloques limítrofes.
- Generación de un mosaico siguiendo la cuadrícula del MTN25 más cierto rebase.
- Control de calidad.

Una vez generado el MDT y controlada su calidad, se generan los productos derivados que son el MDT25 y MDT200 (Tabla 2).

Tabla 2. Productos MDT disponibles en el Centro de descargas del CNIG.

Nombre	Paso de malla	Procedencia	Distribución
MDT05	5	Datos LiDAR	Hoja MTN25
MDT25	25	Interpolado de MDT05	Hoja MTN25
MDT200	200	Interpolado de MDT25	Entorno provincial

4. DISTRIBUCIÓN DE LA INFORMACIÓN

Desde la orden ministerial FOM2807/2015 de 26 de diciembre de 2015, la información geográfica producida por el IGN se distribuye de forma gratuita para su libre utilización por parte de cualquier usuario. En cumplimiento de esta orden, todos los archivos LAS, así como los modelos digitales derivados de ellos, están disponibles para los usuarios en el Centro de Descargas del CNIG.

5. BIBLIOGRAFÍA

Kraus K., Pfeifer N. 2001: Advanced DTM Generation from LiDAR DATA. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, XXXIV-3/ W4, Annapolis, MD, 22-24 Oct.

Błaszczak W., Janowski A. 2009: Proposed Technology of LiDAR data processing to build DTM. *Reports on Geodesy*, 2, 87.

Sanchez, J. A., Mourón, A. D., Fernández, A. B. 2009: El nuevo modelo de Geoide para España EGM08-REDNAP. *Revista Topografía y Cartografía*, 26(155), 4-16.

Sistemas LIDAR embarcados en Drones - TerraSystem LidarPod

Cruz Josa, D. ⁽¹⁾, Sacristán, M. A. ⁽²⁾, Mier Gutiérrez, S. ⁽³⁾

⁽¹⁾ Área de Metrología y Simulación 3D, Grafinta S.A. Av. Filipinas, 46. 28003 Madrid. david@grafinta.com

⁽²⁾ Director Técnico, Grafinta S.A. Av. Filipinas, 46. 28003 Madrid. m.angel@grafinta.com

⁽³⁾ Responsable de nuevos desarrollos, Grafinta S.A. Av. Filipinas, 46. 28003 Madrid. susana@grafinta.com

Resumen: La ponencia versará acerca de los sensores LIDAR embarcados en drones y sus características principales. En particular se mostrará el funcionamiento y las características técnicas del sistema *Terrasystem-LidarPod*, exponiendo los condicionantes de su adaptación en un dron, los parámetros de influencia en la precisión de los datos tomados y sus ventajas respecto otros sistemas de captura masiva de datos georreferenciados. También se mostrará algunas de sus aplicaciones en casos reales.

Palabras Clave: LIDAR, drones, nube de puntos, georreferenciación, Terrasystem-LidarPod.

LIDAR Systems mounted on Drones - TerraSystem LidarPod

Abstract: The presentation will be about the LIDAR sensors, mounted on drones, and their main characteristics. In particular, we will show the performance and technical characteristics of the *Terrasystem-LidarPod* system, exposing the conditions of its adaptation on a drone, the parameters of influence on the accuracy of the data taken and its advantages over other georeferenced mass data capture systems. It will also show some of its applications in real cases.

Keywords: LIDAR, drones, point cloud, Georeferencing, Terrasystem-LidarPod.

1. INTRODUCCIÓN

Entre los diversos sensores que es posible embarcar en plataformas aerotransportadas, cabe destacar los dispositivos LIDAR como sistemas de captura masiva de datos geométricos georreferenciados, proporcionando coordenadas tridimensionales (X, Y, Z) mediante un barrido láser de una serie de puntos del terreno que denominaremos “nube de puntos”.

Este tipo de dispositivos tienen una larga trayectoria en su implantación en aviones y helicópteros, lo que confiere a esta tecnología un largo desarrollo y experiencia de uso. Circunstancia que ha beneficiado enormemente en su adaptación en drones.

Gracias a la incorporación de los drones en el panorama profesional y la adaptación de sensores LIDAR, es posible la obtención masiva de datos geométricos georreferenciados mediante procedimientos muy sencillos, con costes mucho menores y resultados más eficientes adaptados a cada aplicación.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Características de los sensores LIDAR

La palabra LIDAR es un acrónimo del inglés “*Light Detection and Ranging*”, cuya tecnología está basada en la utilización de un sensor láser activo. Esto quiere decir que el sensor emite un pulso láser hacia un objeto o superficie, normalmente el terreno y calcula la distancia mediante el tiempo que tarda este pulso en reflejarse y volver a ser captado por el sensor, tal y como se puede ver en la Figura 1.

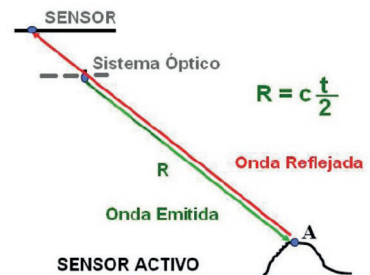


Figura 1. Medición de distancia con LIDAR

Los componentes básicos de un sensor LIDAR son un transmisor, un receptor, una unidad de tiempo y un sistema mecánico para su rotación. De esta forma podemos emitir y recibir el pulso láser en un ángulo de rotación de 360°. El receptor recoge y procesa la señal de luz devuelta y la dirige a un fotodetector donde se convierte en una señal eléctrica. La tarea del receptor es detectar el eco o ecos producidos y los extremos final e inicial de cada pulso. Dependiendo de las prestaciones de cada receptor, el sistema será capaz de detectar uno o varios ecos del pulso láser al reflejarse en el objeto, pudiendo diferenciar el eco principal de los secundarios y calculando distintas distancias según su eco, obteniendo como resultado una “nube de puntos 3D” compuesta por todos los puntos resultantes de cada eco.

En el caso de los sistemas LIDAR aerotransportados, la nube de puntos del terreno se obtiene a partir de medidas de distancia desde la plataforma aérea en la

que va embarcado el sensor. Por tanto, la posición (X, Y, Z) desde la que se miden las distancia al terreno debe ser conocida tan bien como la distancia entre el sensor LIDAR y el terreno. En otras palabras, los puntos 3D del terreno sólo se pueden calcular si en cualquier instante se conoce la posición y orientación del sensor LIDAR.

Para ello, el equipo se complementa con un sistema de posicionamiento que proporciona su correcta georreferenciación durante el vuelo, compuesto por un sistema GNSS y un sistema inercial. Buscando la mayor precisión en este punto, el sistema GNSS estará compuesto por un receptor instalado en la plataforma aérea y una estación de referencia en el terreno.

2.2. Ventajas de los sistemas LIDAR instalados en drones

En particular, los principales puntos fuertes de los sensores LIDAR aerotransportados son:

- Alta precisión de los datos geométricos obtenidos
- Alto nivel de detalle
- Sencillez en la toma de datos
- Reducción del tiempo de toma de datos
- Reducción de costes
- Aumento de la seguridad en zonas de riesgo para los operadores
- Superación de los límites orográficos

El sistema TerraSystem-LidarPod (Figura 2), es una solución totalmente integrada “llave en mano” que nos permite aumentar significativamente la rentabilidad del trabajo de campo respecto al resto de procedimientos de captura convencionales como la topografía clásica y la fotogrametría.



Figura 2. Sistema LIDAR “TerraSystem-LidarPod” aerotransportado en un Octocóptero

Otra gran ventaja de la utilización de estos sistemas es la seguridad. Con el sistema TerraSystem-LidarPod es posible realizar tareas de captura de datos en zonas donde la orografía impediría su aproximación o sería peligroso para el personal encargado de la captura.

2.3. Parámetros de influencia en la precisión del sistema TerraSystem-LidarPod

Tal y como se ha descrito anteriormente, los sistemas LIDAR aerotransportados están compuestos principalmente por un sensor LIDAR, un receptor GNSS incorporado en la plataforma aerotransportada, una

unidad de navegación Inercial (INS) y una estación de referencia GNSS en el terreno.

En el caso del sistema TerraSystem-LidarPod, los tres componentes aerotransportados (sensor LIDAR, unidad de navegación inercial y receptor GNSS) se encuentran integrados dentro de un mismo dispositivo, por lo que la calibración del sistema se realiza durante su fabricación y no cada vez que el sistema es embarcado en un dron (G en la Figura 4).

Esta circunstancia no solo facilita su manejo, integración y adaptabilidad en distintos drones sino que aumenta considerablemente su precisión, ya que no requiere de una nueva calibración en cada integración.

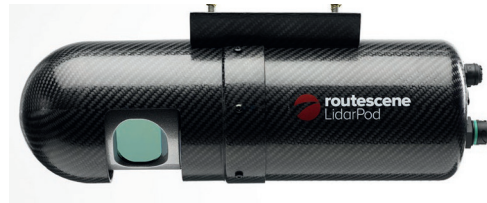


Figura 3. Sistema integrado “TerraSystem-LidarPod”

El sistema TerraSystem-LidarPod es un sistema robusto y autónomo. Sus componentes se encuentran integrados dentro del mismo dispositivo (Figura 3 y A en Figura 4) de tan solo 2,5 kg (incluidas antenas y cables) y 32×10 cm de tamaño, que permite una rápida adaptación a la plataforma aérea directamente en campo.

Entre sus componentes cabe destacar el dispositivo LIDAR integrado Velodyne HDL-32e. Capaz de obtener hasta 700.000 puntos por segundo gracias a sus 32 pares de sensores láser. Su campo de visión es de 360°×41°, obteniendo una huella de datos sobre el terreno de 65×120 m a 80 metros de altitud, con una altura máxima de captura de unos 100 m. Por supuesto, estos sistemas están diseñados para trabajar a la intemperie, con una protección contra el polvo y humedad IP 67.

En cuanto a los componentes del sistema de posicionamiento GNSS/INS, se trata de una integración de un sistema GNSS RTK (*Real Time Kinematic*) y un sistema de navegación inercial (INS – *Inercial Navigation System*) que proporciona la velocidad, la aceleración y la orientación en las condiciones más exigentes, apoyando la determinación del rumbo en dos antenas GNSS instaladas en los extremos de una línea base, (B en la Figura 4).

Este completo sistema de posicionamiento proporciona información precisa y fiable de navegación y orientación, con precisiones de hasta 1 cm y soportando las actuales constelaciones de satélites, incluida GPS, GLONASS, GALILEO y BeiDou. También se puede utilizar con el servicio de Omnistar para su posicionamiento sin estaciones de referencia en tierra.

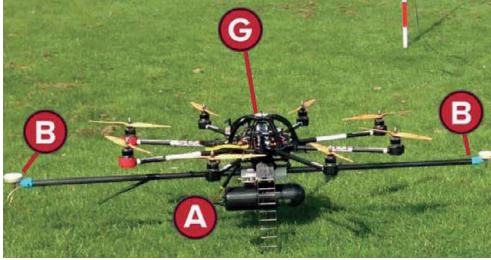


Figura 4. Componentes del sistema “TerraSystem-LidarPod”

El control en vuelo del sistema TerraSystem-LidarPod se realiza desde la estación en tierra “Ground Station”. Este es un componente esencial del sistema, ya que garantiza las correcciones de posición RTK GNSS que se transmiten al LidarPod por medio de radio-telemetría con una amplia gama de opciones de frecuencia de funcionamiento que van desde los 900 MHz hasta los 6 GHz con tasas de transferencia de datos de hasta 12 Mbps.

La estación en tierra también recibirá el estatus y control de calidad de los datos tomados con el LIDAR LidarPod, que pueden ser comprobados en tiempo real con el software “QA Monitor” desde nuestra posición en tierra.

Como unidad de almacenamiento de datos se incorpora un disco duro capaz de almacenar 130 Gb de datos, que equivaldría aproximadamente a unas 13 horas de vuelo. En cuanto a la influencia de cada uno de estos componentes en la precisión final de la nube de puntos georreferenciada, se deben tener en cuenta tres aspectos esenciales:

- Precisión en el posicionamiento GNSS/RTK
 - Precisión en la determinación de la distancia obtenida por sensor LIDAR (Rango)
 - Precisión en la orientación del sistema inercial INS
- Cada uno de estos tres factores tendrán gran influencia en la precisión final de los datos, sin olvidarnos de la calidad de fabricación del propio sistema, tal y como se puede observar en la siguiente tabla:

Tabla 1. Fuentes de error en el sistema LIDAR TerraSystem-LidarPod.

Error	Eliminación en fabricación	Magnitud
Posición	No	8 mm
Rango	No	20 mm
Orientación	No	0.07 °
Fabricación LIDAR-INS	Sí	0.5 – 1°
Alineación LIDAR-INS	Sí	0.1°

Dependiendo de la altura de vuelo la influencia del error de orientación producido por el sistema inercial será mayor. Con el sistema TerraSystem-LidarPod se pueden obtener nubes de puntos del terreno con una precisión de

4 cm a unos 20 m de altura de vuelo y unos 6 cm a 40 m, en cuyo caso se obtendrían aproximadamente 312 puntos por m².

3. RESULTADOS

3.1. Edición de los datos obtenidos con el sistema LIDAR TerraSystem-LidarPod

Los resultados obtenidos con los sistemas LIDAR serán las anteriormente mencionadas “nubes de puntos”. Las nubes de puntos son un conjunto de vértices (puntos) identificados por su posición (coordenadas X, Y y Z) en un determinado sistema de coordenadas y que representan la superficie del objeto (terreno).

En el cálculo de la nube de puntos intervienen los parámetros de calibración, la trayectoria calculada GNSS/INS y los datos láser que se graban en la unidad de almacenamiento. Seguidamente se realiza un ajuste de los datos para acabar con la georreferenciación de los mismos.

En el caso del sistema TerraSystem-LidarPod todo el procesado y almacenamiento de los datos se realiza de forma automática. Una vez finalizada la captura, los datos se pueden visualizar y editar en el paquete de software “Routescene LidarViewer” (incluido en el sistema y desarrollado por el mismo fabricante). Desde el cual también se realizarán las tareas de control de calidad, filtrado, reducción y exportación de la nube de puntos, tal y como se puede ver en la Figura 5.

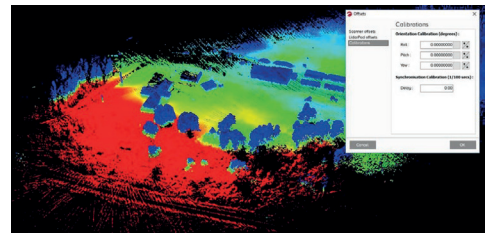


Figura 5. Software “Routescene LidarViewer”.

3.2. Aplicaciones y ejemplos reales

Los sensores LIDAR instalados en drones han cambiado sustancialmente los procedimientos de captura de datos geométricos georreferenciados del terreno, apareciendo nuevas aplicaciones y aumentando la productividad en las aplicaciones ya existentes. Entre ellas cabe destacar:

Topografía y Cartografía:

En las aplicaciones de topografía y Cartografía los sensores LIDAR instalados en drones permiten una reducción de tiempo en los trabajos de campo, reducción de costes, acceso a zonas de complicada orografía y obtención de grandes cantidades de datos geométricos georreferenciados con altas precisiones. Además, el procesamiento de datos LIDAR es también más sencillo y más rápido que los métodos tradicionales.

Con este tipo de sistemas se pueden complementar fácilmente los datos obtenidos en el PNOA Lidar (IGN).

Carreteras, vías férreas e Ingeniería civil:

En las autopistas, autopistas y carreteras, la gestión de activos a lo largo de la vía para construir y mantener su infraestructura supone grandes inversiones en tiempo y dinero. En estas tareas es necesario tener controlados diversos factores como son el estado de la pavimentación, el alumbrado público, señales, carteles, mobiliario urbano, control de viaductos, puentes, deslizamientos de tierras... y en el caso de vías férreas, el control de las vías, catenarias son de vital importancia.

Minería:

En el sector de la minería, la planificación de la gestión de una explotación minera es una tarea primordial. Esto significa que la realización de estudios detallados de viabilidad, análisis volumétrico diario y accesibilidad son esenciales. Estos estudios suponen una necesidad constante de información geométrica georreferenciada. Mediante los sistemas LIDAR como TerraSystem-LidarPod se obtienen conjuntos de datos muy precisos que pueden utilizarse en todas la fases de la vida de una mina, como puede ser la localización de un yacimiento viable, estudios de impacto ambiental, sondeos iniciales, estudios de rentabilidad, planificación de la infraestructuras, seguridad, gestión de residuos, control diario de volúmenes de material extraído, creación de cartografía oficial y posterior regeneración para devolver la superficie a su estado original.

Infraestructuras energéticas:

La mayor demanda en estas aplicaciones se encuentra en la inspección de tendidos eléctricos (Figura 6) y tuberías energéticas, sin olvidar su aplicación en energías renovables para la inspección de turbinas de viento y plantas solares.

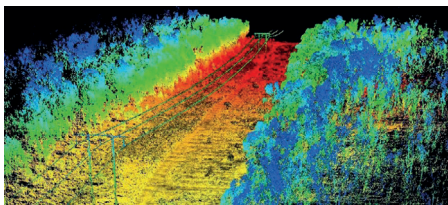


Figura 6. Red eléctrica tomada con el sistema TerraSystem-LidarPod.

La gestión de tendidos eléctricos conlleva un gran número de tareas en las cuales es necesaria un gran número de datos geométricos georreferenciados en los que basar las decisiones a tomar. Desde el proyecto inicial en el que se va a decidir el trazado de la línea eléctrica basándose en levantamientos topográficos hasta el propio mantenimiento de la línea eléctrica mediante la gestión de la vegetación en crecimiento, medición de distancias de la línea a puntos de interés y catenarias, detección de problemas en puntos de especial interés por su intersección con otros servicios públicos, mantenimiento

de las condiciones de seguridad, detección de posibles cortes en distintas situaciones climáticas o de incendios...

Gestión Forestal:

Con este tipo de tecnología es posible la gestión de espacios forestales facilitando las tareas de protección, accesibilidad, cálculo de biomasa, planificación del drenaje e incluso el estado de salud del bosque (Figura 7). Gracias a estos datos es posible planificar acciones de fertilización, cosecha, talado, riesgos de incendio, gestión de cortafuegos, accesos para mantenimiento, cálculos de tasas de crecimiento y finalmente el valor económico del bosque. Todo ello generando una cartografía forestal adecuada a cada grado de protección y explotación.

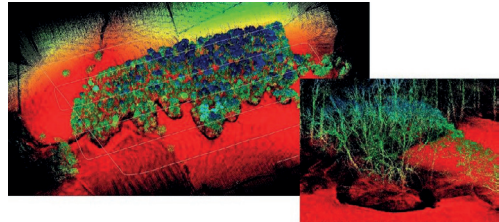


Figura 7. Masa forestal tomada con el sistema TerraSystem-LidarPod.

Otras aplicaciones:

- Aplicaciones Catastrales
- Aplicaciones Hidrológicas
- Aplicaciones Arqueológicas
- Aplicaciones Medioambientales

Además de las anteriores aplicaciones mencionadas, no debemos olvidar la principal ventaja de los sensores LIDAR instalados en drones: la adquisición rápida, fácil e inmediata de gran cantidad de datos geométricos georreferenciados. Por lo tanto podemos afirmar que cualquier labor que tenga la necesidad de obtención de gran cantidad de datos geométricos georreferenciados y que por su ámbito de trabajo posibilita la utilización de drones es particularmente susceptible de la aplicación de tecnología LIDAR aerotransportada

4. BIBLIOGRAFÍA

Riemsma, G. Experiences and potential of UAV LIDAR surveys. Routescene. Edimburg.
Tapadinhas, A. "Disruptive 3D mapping solutions". Routescene. Edimburg.
IGN-CNIG. 2016. Curso de teledetección, fotogrametría, Lidar y ocupación del suelo. Madrid. España.

Extracción automática de líneas eléctricas a partir de LIDAR aéreo

Rodríguez-Cuenca, B. ^(1,2), Ojeda Manrique, J. C. ⁽²⁾, Lorite Martínez, S. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Departamento de Física y Matemáticas, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, 28871, Madrid.
borja.rodriguez@edu.uah.es

⁽²⁾ Instituto Geográfico Nacional, Calle del General Ibáñez de Ibero, 3, 28003, Madrid.
jcojeda@fomento.es, slorite@fomento.es

Resumen: En este trabajo se propone una metodología para la extracción de cableado en altura a partir de nubes de puntos registradas por sensores aerotransportados (*Aerial Laser Scanner*, ALS) del proyecto PNOA-LIDAR. El cableado, bien en forma de tendido eléctrico o como catenarias ferroviarias, está presente en todo el territorio, tanto en entornos urbanos como forestales o agrícolas. Conocer su localización es importante para aplicaciones tales como mantenimiento, forestales y medioambientales. La metodología propuesta utiliza una serie de variables geométricas que permiten aislar los puntos que representan cableado del resto de puntos de la nube. Se ha utilizado como zona de test la provincia de Valencia y los resultados se han comparado con la Base Topográfica Nacional 1:25000 (BTN25) y los ortofotos del proyecto PNOA.

Palabras clave: nubes de puntos 3D, ALS, reconocimiento de patrones, actualización de cartografía, líneas eléctricas.

Automatic extraction of power lines from aerial LIDAR

Abstract: In this paper it is proposed a method to extract height lines from PNOA LIDAR ALS point clouds. Both power lines and catenary wires are present in urban, forestry and agriculture environment. The knowledge of its location is important due to they are a potential source of forest fires. For this reason it is of great importance to have updated cartography about its location, as well as the forest masses in the surrounding areas. The proposed methodology uses a series of geometric variables that allow the isolation of those points that represent wiring of the rest of the points in the cloud. The province of Valencia has been used as a test zone and the results have been compared with the National Topographic Base 1:25000 (BTN25) and PNOA orthophotos.

Keywords: 3D point cloud, ALS, pattern recognition, mapping updating, power lines.

1. INTRODUCCIÓN

El Instituto Geográfico Nacional (IGN) dirige y coordina el proyecto Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA)-LIDAR. Este proyecto tiene como principal objetivo cubrir cada 6 años el territorio nacional con nubes de puntos tridimensionales obtenidas mediante sensores LIDAR aerotransportados (*Aerial Laser Scanner*, ALS), con una densidad mínima de 0,5 puntos/m². La primera cobertura se finalizó en el año 2015 y actualmente se está realizando la toma de datos de la segunda.

Las nubes de puntos registradas por sensores ALS tienen múltiples aplicaciones, entre otras, la obtención de modelos digitales del terreno y de superficies (MDT y MDS), estudios de zonas inundables, etc. Proporcionan información tridimensional de gran utilidad para la inspección visual y análisis remoto del territorio. Sin embargo el reconocimiento e identificación manual de elementos en estos datos pueden ser tareas complejas y costosas, tanto en términos económicos como temporales. En estos momentos existen varias líneas de investigación centradas en el desarrollo de algoritmos para la extracción e identificación automática de patrones o elementos de interés en la nube. En este sentido trabajos como Bandyopadhyay *et al.*, 2017 o Verna *et al.*, 2006 han desarrollado procedimientos para la detección de edificaciones, vegetación o suelo

desnudo en nubes de puntos 3D, o el trabajo de De Boer 2005, en el que se localizan yacimientos arqueológicos con técnicas de reconocimiento de patrones. En otras investigaciones también es frecuente la combinación de datos LIDAR con imágenes aéreas o satélite, con objetivos muy diversos como estudios forestales (Erdody y Moskal, 2010) o la extracción de coberturas del terreno como edificaciones (Lee *et al.*, 2008) o láminas de agua (Rodríguez-Cuenca y Alonso, 2014). En este

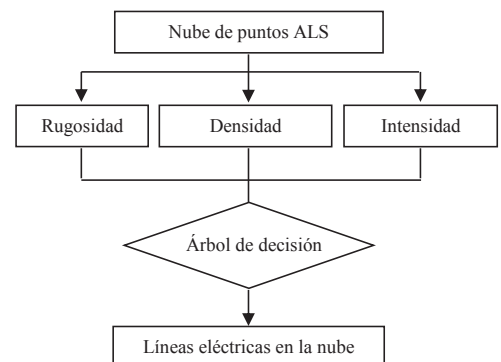


Figura 1. Diagrama de flujo del proceso de extracción de líneas eléctricas.

trabajo se propone una metodología para la extracción de cableado en altura a partir de nubes de puntos ALS del proyecto PNOA-LIDAR. El cableado, tanto en forma de tendido eléctrico como de catenarias ferroviarias, está presente en todo el territorio, tanto en entornos urbanos como forestales o agrícolas. Conocer su localización es importante para aplicaciones tales como mantenimiento, forestales y medioambientales. La metodología propuesta utiliza una serie de variables geométricas que permiten aislar los puntos que representan cableado del resto de puntos de la nube mediante un árbol de decisión (Figura 1). Se ha utilizado como zona de test la provincia de Valencia y los resultados se han comparado con la Base Topográfica Nacional 1:25000 (BTN25) y las ortofotos del proyecto PNOA.

2. MATERIAL Y MÉTODO

2.1. Material disponible

El método propuesto es válido en nubes de puntos registradas por sensores aéreos ALS. En este trabajo se han utilizado las nubes de puntos de la segunda cobertura nacional del proyecto PNOA LIDAR correspondientes a la provincia de Valencia (España). Estas nubes fueron adquiridas en 2015 y tienen una densidad aproximada de 1 punto/m². Es precisamente la densidad de puntos de este bloque de datos el principal motivo que llevó a escoger esta zona como test, ya que los vuelos anteriores a éste tienen una densidad aproximada de 0,5 puntos/m². También se han empleado ortofotos del proyecto PNOA y las capas vectoriales 1) líneas eléctricas, 2) ferrocarril convencional y 3) alta velocidad de la BTN25 para llevar a cabo una evaluación visual de los resultados.

2.2. Método

El sensor LIDAR además de proporcionar las coordenadas (X,Y,Z) de los puntos de la nube también almacena información de gran utilidad como la intensidad de retorno del haz láser, el tiempo GPS en que se registró el pulso o el ángulo del sensor en el momento de la medición. Sin embargo esta información puede resultar insuficiente para el reconocimiento de coberturas del terreno en la nube de puntos.

En este trabajo se han considerado una serie de variables geométricas cuyo comportamiento en las distintas cubiertas del terreno consideradas tiene una respuesta característica. Estas variables son combinadas en un árbol de decisión que permite separar aquellos puntos de la nube que representan un cableado eléctrico del resto de puntos.

2.2.1. Densidad

La densidad y la rugosidad, variables geométricas utilizadas en este trabajo, se calculan individualmente para cada punto de la nube pero considerando todos aquellos puntos vecinos contenidos en una esfera de radio r centrada en el punto de estudio P. La densidad se expresa en puntos/m³. Se han elaborado pruebas con diferentes tamaños de vecindad y se ha observado que

los puntos que representan cableado tienen una respuesta característica en esta variable muy diferenciada de otros elementos del terreno. Puede observarse en la Figura 2 que el cableado tiene una densidad por debajo de 0,05 puntos/m³, muy inferior a otras coberturas como el suelo o las edificaciones, que alcanzan densidades por encima de los 0,3 puntos/m³. Estos resultados son lógicos ya que los puntos en cableado son puntos en altura aislados, alejados del suelo o cualquier otro elemento del terreno.

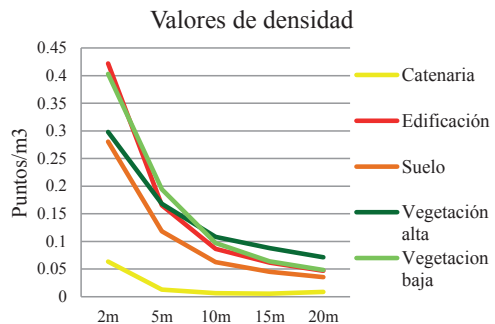


Figura 2. Valores de densidad en distintas cubiertas del terreno.

2.2.2. Rugosidad

Además de la densidad, para cada punto también se calcula la rugosidad. En este trabajo hemos definido la rugosidad como la distancia entre el punto de estudio P y el plano que mejor se ajusta, por mínimos cuadrados, a dicho punto y sus vecinos contenidos en la esfera de radio r. Se ha analizado la respuesta de distintas cubiertas en esta variable (Figura 3) y se ha observado que las cubiertas que mejor se adaptan a una superficie plana, como el suelo o la vegetación baja, toman valores bajos de rugosidad, por debajo de los 2 metros. Sin embargo el cableado toma valores más elevados, especialmente con grandes vecindades (llegando a superar una rugosidad de 5 metros en vecindades de 15 metros).

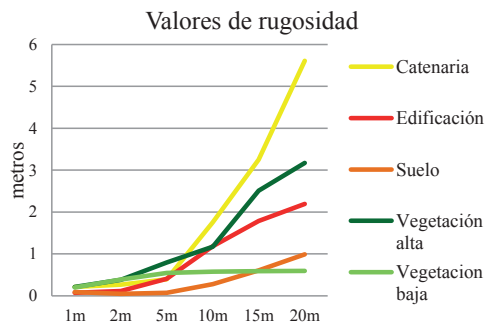


Figura 3. Valores de rugosidad en distintas cubiertas del terreno.

Ambas variables, densidad y rugosidad, han sido combinadas en un único índice que, de una forma similar al NDVI frecuentemente utilizado en teledetección, sigue la siguiente ecuación:

$$\frac{(Rugosidad - Densidad)}{(Rugosidad + Densidad)} \quad (1)$$

Este índice está normalizado en el rango [-1; 1] de tal forma que los puntos en cable toman los valores más elevados, próximos a 1, mientras que las demás cubiertas toman valores más bajos como se muestra en la Tabla 1. Se ha decidido trabajar con vecindades de 15 y 5 metros para la rugosidad y densidad respectivamente, ya que son los tamaños en que la respuesta de las catenarias es más significativa al resto de cubiertas. Se ha establecido un umbral de tal forma que aquellos puntos que tomen un valor superior a 0,95 son candidatos a representar cableado en altura.

Tabla 1. Respuesta de rugosidad, densidad e índice que combina ambas variables en varias cubiertas.

	Rugosidad	Densidad	(R-D)/(R+D)
	15m	5m	
Catenaria	3,25	0,01	0,99
Edificación	1,79	0,17	0,83
Suelo	0,61	0,12	0,68
Vegetación alta	2,51	0,17	0,87
Vegetación baja	0,59	0,19	0,50

2.2.3. Intensidad

También se ha utilizado como variable descriptora la intensidad de retorno de los pulsos LIDAR. Se ha observado que el comportamiento del cableado en esta variable es muy baja en comparación con otras cubiertas (Tabla 2), lo que permite separar el cableado de algunos falsos positivos provenientes del paso anterior. Así, se ha establecido un segundo umbral escogiendo únicamente aquellos puntos con una intensidad inferior a 20 (el valor de dicho umbral está sujeto a las características del sensor; en este caso los valores de intensidad están codificados en 1 byte). No se han observado diferencias significativas en el valor de intensidad en puntos registrados con distintas geometrías de toma e iluminación.

Tabla 2. Respuesta de intensidad LIDAR en varias cubiertas del terreno.

	\bar{X}	σ
Catenaria	12,5	6,7
Edificación	188,9	43,7
Suelo	168,5	83,2
Vegetación alta	43,7	27,6
Vegetación baja	57,9	30,6

3. RESULTADOS

La metodología propuesta se ha aplicado a los datos LIDAR correspondientes a la provincia de Valencia. Dado que no se dispone de una verdad terreno con la que evaluar los resultados obtenidos se ha decidido utilizar

la Base Topográfica Nacional a escala 1:25000 (BTN25) para realizar una evaluación visual de los resultados (Figura 4). En futuros análisis se tratará de elaborar una verdad terreno del tendido eléctrico, bien con visitas a campo o por observación de la nube, con la que comparar los resultados obtenidos y validarlos analíticamente con estadísticos de fiabilidad (índice kappa, errores de omisión/comisión o matrices de confusión).

En la BTN25 el cableado está almacenado en tres categorías: líneas eléctricas, ferrocarril convencional y alta velocidad. Como se puede observar en la Figura 4, las líneas eléctricas existentes en la BTN25 (en color azul) han sido correctamente detectadas, a excepción de la que transcurre en dirección Norte-Sur en el centro de la imagen, que ha sido detectada en una trayectoria similar a la de la BTN pero con un desplazamiento de unos metros. Acudiendo a ortofotos PNOA de 25 cm de resolución se verificó que la verdadera trayectoria de esta línea eléctrica está más próxima a la registrada por el ALS que a la contenida en la BTN25. Además del tendido eléctrico contenido en la base topográfica nacional, se ha observado que se han detectado algunas otras líneas que no aparecen en la BTN25. Se comprobó en ortofotos de alta resolución que estos tendidos eléctricos no son falsos positivos, sino que es cableado existente en el terreno que no está registrado en la BTN. Se ha comprobado así la utilidad de los datos LIDAR para la actualización de cartografía y la eficacia del método propuesto para la extracción automática de tendido eléctrico a partir de nubes de puntos aéreas.

En la Figura 4 se ha agrupado el ferrocarril convencional y alta velocidad en una misma categoría. Se ha observado que aunque existen líneas de este tipo correctamente detectadas, hay varias catenarias que están recogidas en la BTN y sin embargo no han sido detectadas por la metodología propuesta. Este falso negativo es debido a que esta catenaria no aparece en la nube de puntos ya que el sensor ALS no registró este tipo de cableado. Esto pudo ser debido al menor grosor de las catenarias de las vías férreas respecto al del tendido eléctrico, al material empleado en la fabricación de este tipo de cableado o a la dirección de escaneado.

4. DISCUSIÓN

De acuerdo con los resultados obtenidos se ha verificado que la metodología propuesta ofrece resultados satisfactorios en la extracción de cableado en nubes de puntos con densidades de al menos 1 punto/m². Se han hecho pruebas en otras zonas incluidas en el PNOA-LIDAR con densidades menores (en torno a 0,5 punto/m²) pero los resultados no han sido los esperados debido a que, dada la menor frecuencia de escaneado, el cableado no está registrado con tanta nitidez como lo está en la zona estudiada en este trabajo.

También se ha comprobado la utilidad de las nubes de puntos registradas por sensores ALS para la extracción de cubiertas del terreno y la actualización de cartografía,

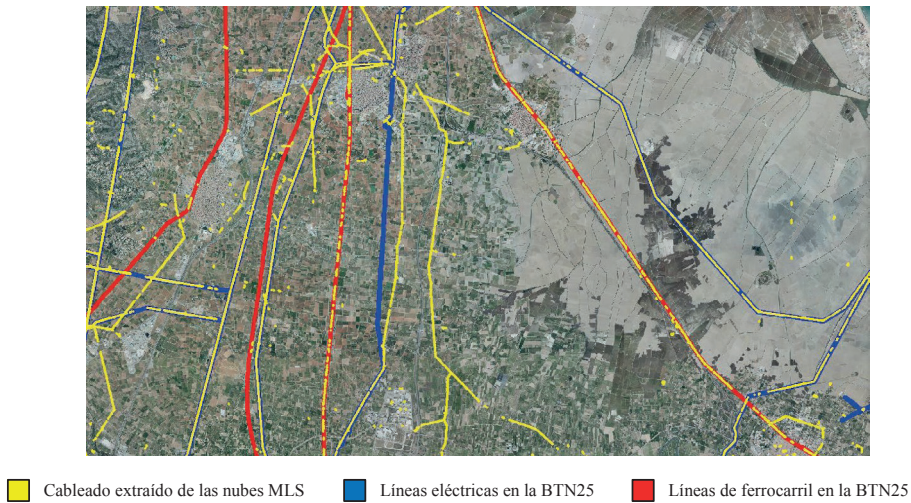


Figura 4. Detalle de los resultados obtenidos en la provincia de Valencia. En color amarillo, el cableado extraído de los ficheros LIDAR, en azul y rojo, el cableado en altura contenido en la BTN25.

tareas que de realizarse con trabajo de campo supondrían un alto coste temporal y económico. Como línea de trabajo futura queda el desarrollo de un proceso automático de vectorización del cableado extraído de la nube, para así poder incorporar la información extraída a una base de datos que permita actualizar de forma automática la base topográfica existente.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bandyopadhyay, M., van Aardt, J.A., Cawse-Nicholson, K., Ientilucci, E. 2017. On the Fusion of LIDAR and aerial color imagery to detect urban vegetation and Buildings. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 83, 123-136.
- Verma, V., Kumar, R., Hsu, S. 2006. 3D building detection and modeling from aerial LIDAR data. *IEEE Computer Society Conference on Computer Vision and Pattern Recognition*, 2213-2220.
- De Boer, A. 2005. Using pattern recognition to search LIDAR data for archeological sites. *Proceedings of the XXXIII Computer Applications in Archaeology Conference*, p. 95-96.
- Erdody, T. L., Moskal, L. M. 2010. Fusion of LIDAR and imagery for estimating forest canopy fuels. *Remote Sensing of Environment*, 114(4), 725-737.
- Lee, D. H., Lee, K. M., Lee, S. U. 2008. Fusion of LIDAR and imagery for reliable building extraction. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 74(2), 215-225.
- Rodríguez-Cuenca, B., Alonso, M. C. 2014. Semi-automatic detection of swimming pools from aerial high-resolution images and LIDAR data. *Remote Sensing*, 6(4), 2628-2646.

Comparación de parámetros dendrométricos en almendros utilizando láser escáner terrestre (TLS) y fotogrametría digital automatizada (SfM)

Fernández-Sarriá, A. ⁽¹⁾, Estornell, J. ⁽¹⁾, López-Cortés, I. ⁽²⁾, Velázquez-Martí, B. ⁽³⁾, Salazar, D. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Dpto. Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría. Universitat Politècnica de València.

Camino de Vera s/n 46022 Valencia. España. afernan@upv.es, jaescre@upv.es

⁽²⁾ Dpto. Producción Vegetal, Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s/n, 46022, Valencia. España.

islocor@upv.es, dsalazar@prv.upv.es

⁽³⁾ Dpto. de Ingeniería Rural y Agroalimentaria. Universitat Politècnica de València.

Camino de Vera s/n 46022 Valencia España. borvemar@dmtp.upv.es

Resumen: El desarrollo de metodologías que permitan obtener parámetros dendrométricos de una manera precisa y eficiente aplicados a la gestión de plantaciones frutales muestra un interés científico en el campo de la agricultura de precisión. En este trabajo se compararon los parámetros altura total (Ht), de copa (Hc), diámetro de tronco (Dt) y de copa (Dc) de 15 almendros en el término municipal de Viver, Castellón, obtenidos a partir de las nubes de puntos registrados mediante un láser escáner terrestre y las derivadas a partir de un conjunto de imágenes tomadas en cada árbol aplicando fotogrametría automatizada. Los resultados mostraron una buena correspondencia entre ambos conjuntos de datos con valores de R^2 en Ht , Hc , Dc y Dt de 0,85, 0,87, 0,88 y 0,91, respectivamente. Los resultados de este estudio demuestran el potencial de las técnicas de fotogrametría digital automatizada partiendo de fotografías sin calibración previa de la cámara para obtener los parámetros principales de almendros, frente a otras técnicas más costosas y más lentas.

Palabras Clave: Structure from Motion (SfM), nube de puntos 3D, láser escáner terrestre (TLS), dendrometría.

Abstract: The development of methodologies to obtain dendrometric parameters in an accurate and efficient way applied to the management of fruit plantations shows a scientific interest in the field of precision agriculture. In this work, the parameters total height (Ht), crown height (Hc), stem diameter (Ds) and crown diameter (Dc) of 15 almond trees in the municipality of Viver, Castellón, were obtained from 3D point clouds measured by a TLS system and derived from a set of images taken in each tree applying automated photogrammetry. The results showed a good correspondence between both data sets with R^2 values in Ht , Hc , Dc and Ds of 0,85, 0,87, 0,91, respectively. The results of this study demonstrate the potential of automated digital photogrammetry techniques based on photographs without prior calibration of the camera to obtain the main parameters of almond trees compared to other techniques more cost-effective.

Keywords: Structure from Motion (SfM), 3D point cloud, terrestrial laser scanning (TLS), dendrometry.

1. INTRODUCCIÓN

La aplicación de herramientas para la optimización del mantenimiento y gestión, en vistas a la reducción de costes y maximizar beneficios en las plantaciones de árboles frutales constituye un ámbito abierto a la investigación. En este sentido el desarrollo de nuevas tecnologías de observación terrestre podría predecir *inputs* necesarios (agua, fertilizantes y plaguicidas) y *outputs* (producción y residuos), lo que permitiría una gestión global y la optimización logística en mano de obra, maquinaria y transporte de productos. Ello mejoraría la competitividad de las áreas productoras.

La tecnología LiDAR (aérea y terrestre) ha sido la principal forma de obtener nubes de puntos 3D de manera masiva. Los avances en el campo de la visión por ordenador (Gosele *et al.*, 2007; Snavely *et al.*, 2008), han permitido la generación de nubes de puntos 3D con detalle derivados no solo de fotografías aéreas, a partir de cámaras utilizadas en fotogrametría, sino también de fotografías tomadas a partir de cámaras no calibradas de bajo coste. Utilizarlas para la reconstrucción de las escenas en 3D difiere fundamentalmente de la fotogrametría

convencional en que la geometría de la escena, las posiciones de la cámara y las orientaciones se resuelven automáticamente sin necesidad de especificar puntos de control con coordenadas tridimensionales. En su lugar, estos parámetros se obtienen de manera automática a través de la identificación de características extraídas en un conjunto de imágenes con recubrimiento y su posterior ajuste en bloque iterativo (Snavely, 2008). Para ello se utilizan algoritmos basados en técnicas fotogramétricas, *Structure From Motion* (SfM) (Wallace *et al.*, 2008), en los que a través de la identificación de manera automática de puntos homólogos en varias imágenes se puede calcular la posición y orientación de la cámara y de cada imagen con solape y ajustar en bloque de manera iterativa el conjunto de imágenes para reconstruir las escenas en 3D. El flujo de procesamiento consta básicamente de 5 fases: (i) detección de características, se examina cada píxel en busca de un determinado patrón; (ii) establecimiento de correspondencias entre puntos en todas las imágenes captadas; (iii) triangulación, para determinar la posición de un punto en el espacio a partir de como mínimo 2 imágenes distintas en las que aparece el punto, y el

conocimiento de la posición de las cámaras para cada una de las imágenes; (iv) ajuste en bloque, se intenta ajustar el grupo de rayos que unen las proyecciones y los puntos físicos de tal forma que el error de reproyección sea el menor posible; (v) creación de modelos 3D densos a partir de la nube de puntos inicial, utilizando técnicas de correlación para expandir las regiones.

Si además se localizan puntos de control con coordenadas medidas con GPS se puede obtener la escala y las coordenadas absolutas de todos los puntos obtenidos. Se obtiene una nube de puntos de alta densidad en 3D, con carácter métrico, la cual se puede triangular, rasterizar, superponer la textura original de las fotografías, exportar en distintos formatos, etc. Sobre la nube de puntos en formato .las se pueden aplicar y analizar los mismos algoritmos de medición que los utilizados sobre datos LiDAR.

Aunque el potencial de esta técnica se ha ensayado en ecosistemas forestales, trabajos previos (Cunliffe *et al.*, 2016) sugieren que existen problemas para definir la estructura de las plantas, debido a las limitaciones en precisión de los modelos de alturas de vegetación, sobre todo los obtenidos mediante cámaras fotográficas en UAVs. Si bien esta forma de capturar el dato puede aportar una información muy valiosa para modelizar copas y alturas, la definición de los troncos es limitada. Por ello, se pretende investigar la modelización de árboles aislados mediante fotografías terrestres, evitando los problemas inherentes a una toma cenital y trabajando con ejemplares individualizados, lo que permite fotografiar con una disposición circular todo el perímetro del árbol. El objetivo de este trabajo es comparar los parámetros geométricos altura total, diámetro de tronco, altura y diámetro de copa en almendros obtenidos a partir de las nubes de puntos 3D observadas mediante un láser escáner terrestre (TLS) y aplicando la técnica SfM sobre un conjunto de fotografías tomadas sobre cada árbol.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio y datos

Se seleccionaron 15 almendros en el municipio de Viver (Castellón), se escanearon utilizando un TLS y se tomaron un conjunto de fotografías de cada uno de ellos. Los datos se tomaron en el mes de noviembre de 2015 periodo en el que el fruto ya ha sido recolectado y el estado fenológico es el BBCH95 coincidente con la senescencia de las hojas observándose la estructura de las ramas de manera clara.

2.2. Procesado de datos TLS

Los almendros se escanearon mediante un FARO® Laser Scanner Focus3D 120 cuyas características principales son: alcance 0,6 a 120 m; precisión en el escaneado 2 mm; velocidad de escaneado hasta 976.000 puntos por segundo; campo de visión 305°; peso 5,2 kg; divergencia del haz 0,19 mrad (0,011°); divergencia del pulso inicial 3,0 mm, circular. Todos los árboles se escanearon desde 4 posiciones y a una distancia similar

en todos ellos de alrededor de 3 m, condicionada por el marco de plantación. De esta manera todos los árboles se escanearon completamente y de manera homogénea. Desde cada posición del TLS se observaron 4 esferas comunes permitiendo realizar el registro y encaje geométrico de las nubes de puntos observados desde cada posición del escáner. El error máximo en este proceso fue de 3 mm considerado aceptable para este estudio. El software utilizado fue Faro Scene Software (versión 5.4.4.4) para procesar y manejar datos del láser escáner. Las nubes de puntos se recortaron en cada árbol y los puntos pertenecientes al suelo se eliminaron manualmente generando un fichero para cada árbol. Los datos originales se muestrearon utilizando una distancia de 2 mm. En la Figura 1 (izqda.) se puede observar un árbol representativo de la zona de estudio. A partir de la información contenida en cada fichero se generaron dos ficheros adicionales manualmente, uno con los puntos pertenecientes a las copas y el otro seleccionando los puntos del tronco incluidos hasta la primera bifurcación del mismo. A partir de estos ficheros datos se calcularon para cada árbol la altura total (H_t), la altura de copa (H_c), el diámetro de copa (D_c) y el diámetro de tronco (D_t) aplicando algoritmos desarrollados con Matlab® (versión R2010b. MathWorks, Inc.) y aplicados en otros trabajos (Fernández-Sarria *et al.*, 2013). Los estadísticos de los parámetros arbóreos se pueden ver en la Tabla 2.

2.3. Procesado de fotografías

La cámara réflex digital utilizada fue el modelo DSLR-A330 de Sony, con un sensor CCD de 10,8 megapíxeles, sensibilidad ISO ajustable, siendo el valor ISO-100 el empleado dadas las buenas condiciones de iluminación existentes y el menor ruido radiométrico que introduce este valor. Se fijaron los valores de distancia focal a 18 mm y de factor de apertura focal a $f/16$ y no se cambiaron durante todas las tomas fotográficas para evitar inconsistencias entre fotogramas.

La captura de la información fotográfica se realizó siguiendo las recomendaciones básicas ampliamente difundidas y conocidas, a saber: máxima resolución posible, captura de datos brutos (imágenes en formato RAW y no comprimidas), distancia focal y factor f constantes, distancia al objeto aproximadamente igual, ejes ópticos fotográficos convergentes hacia cada árbol, tomas en disposición circular con un solape entre dos sucesivas de, como mínimo, el 70%, tomas a distintas alturas (si es posible), etc. Para cada almendro se realizaron entre 30 y 60 fotografías a una o dos alturas, dependiendo de cada ejemplar, a una distancia media de unos 4 metros y con una separación entre fotogramas de unos 80 cm. En la Figura 2 se puede ver la disposición de las tomas, así como la nube densa creada para un almendro representativo de la zona de estudio. El proceso fotogramétrico se llevó a cabo en Photoscan Professional versión 1.2.5 (www.agisoft.com). Tras cargar las diferentes imágenes se realiza la autocalibración de la cámara y la alineación de ellas. Los puntos de control tomados con GPS permiten dotar de métrica (coordenadas

y escala) a la nube de puntos, así como determinar los errores cometidos en esta fase. Se puede ver en la Tabla 1 que los errores cometidos son de la magnitud de la precisión del GPS (3,5 cm de promedio).

Tabla 1. Errores (metros) cometidos en la identificación de los puntos GPS en las tomas fotográficas del almendro C1-I-3.

Pto. control	Error	Error en X	Error en Y	Error en Z
2	0.035	-0.034	-0.005	0.009
5	0.047	0.020	-0.040	-0.015
6	0.031	0.019	0.019	0.015
7	0.028	-0.005	0.026	-0.009
Error total	0.036	0.022	0.026	0.013



Figura 1. Nubes de puntos obtenidas de un almendro representativo del estudio mediante TLS (izqda.) y a partir de fotografías tomadas con la cámara (dcha.).

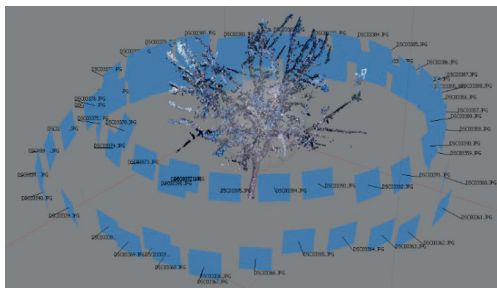


Figura 2. Distribución de las tomas fotográficas para la modelización 3D del árbol anterior.

Una vez calculados los parámetros geométricos *Ht*, *Hc*, *Dc* y *Dt*, tanto sobre la nube TLS como sobre la nube SfM, se calcularon las diferencias y se analizaron estadísticamente. Para ello en primer lugar se comprobó si las distribuciones de las diferencias seguían una distribución normal. En caso afirmativo se aplicó una prueba t-Student de muestras pareadas para analizar la significancia estadística de las diferencias. En caso contrario se aplicó la prueba de Wilcoxon con un nivel de significación $\alpha=0,05$. Adicionalmente se calcularon modelos ajustados entre los parámetros obtenidos por cada técnica. Por cada ajuste se obtuvieron los valores

del coeficiente de determinación (R^2) y la raíz del error cuadrático medio (RMSE).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se puede observar a partir de las tablas 2 y 3, las diferencias entre los parámetros obtenidos por TLS y SfM fueron bajas siendo para *Ht*, *Hc*, *Dc* y *Dt* de 0,04 m, 0,06 m, 0,21 m y -0,31 cm, respectivamente. Las diferencias se analizaron estadísticamente y se obtuvo que para los parámetros *Ht*, *Hc* y *Dt* no se observaron diferencias significativas (Tabla 4). En contraste para el caso del diámetro de copa sí que se observaron diferencias estadísticamente significativas. Este resultado puede explicarse teniendo en cuenta la dificultad encontrada para este parámetro en la extracción de la copa aplicando la técnica SfM más teniendo en cuenta que se trata de árboles con poco follaje lo que hace más complejo la reconstrucción 3D a partir de las fotografías tomadas. Es evidente la necesidad de procesos de filtrado y eliminación de puntos anómalos que restan detalle a la nube de puntos. No obstante, los resultados del modelo ajustado entre los valores de este parámetro indican una buena correspondencia con un valor de R^2 y RMSE de 0,88 m y 0,24 m, respectivamente (Figura 3). También se observaron buenos ajustes para el resto de parámetros con valores de R^2 entre 0,85-0,91 (Figuras 4, 5 y 6) y valores RMSE de 0,27 m para la *Ht*, 0,30 m para la *Hc* y 0,84 cm para el *Dt*.

Tabla 2. Estadísticos de los parámetros geométricos derivados a partir de los datos TLS.

Parámetros TLS				
Estadísticos	<i>Ht</i> (m)	<i>Hc</i> (m)	<i>Dc</i> (m)	<i>Dt</i> (cm)
Media	4,04	3,19	3,79	12,6
Desviación T.	0,65	0,57	0,60	2,8
Máximo	5,24	4,32	4,66	17,2
Mínimo	2,97	2,40	2,46	8,5

Tabla 3. Estadísticos de los parámetros geométricos derivados a partir de las nubes de puntos obtenidas aplicando metodología SfM.

Parámetros SfM				
Estadísticos	<i>Ht</i> (m)	<i>Hc</i> (m)	<i>Dc</i> (m)	<i>Dt</i> (cm)
Media	4,00	3,14	3,58	12,9
Desviación T.	0,74	0,75	0,66	2,6
Máximo	5,83	5,01	4,56	18,8
Mínimo	3,09	2,16	2,05	8,9

Tabla 4. Análisis estadístico de las diferencias en los valores *Ht*, *Hc*, *Dc*, *Dt* obtenidos por TLS y SfM.

Parámetro	Prueba	Estadístico	P-valor
<i>Ht</i>	Wilcoxon	-1,477	0,140
<i>Hc</i>	Wilcoxon	-1,022	0,307
<i>Dc</i>	t-Student	3,637	0,003
<i>Dt</i>	t-Student	-1,407	0,181

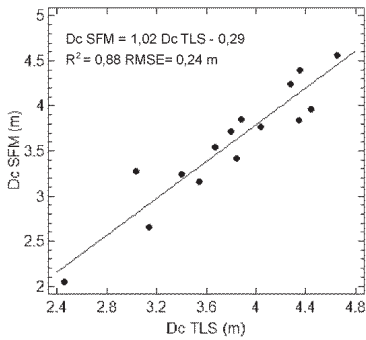


Figura 3. Modelo lineal entre el diámetro de copa (Dc) calculado utilizando los datos TLS y SfM.

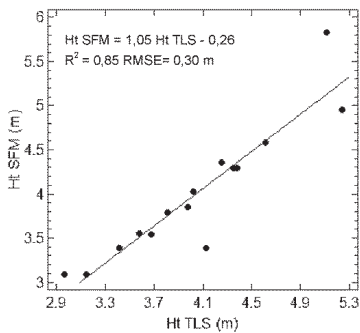


Figura 4. Modelo lineal entre la altura total (Ht) calculada utilizando los datos TLS y SfM.

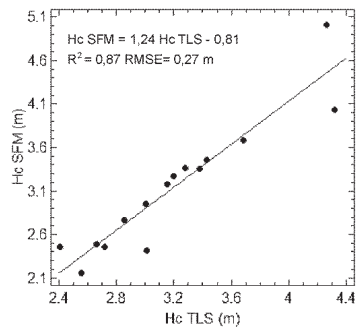


Figura 5. Modelo lineal entre la altura de copa (Hc) calculado utilizando los datos TLS y SfM.

4. CONCLUSIÓN

Los resultados de este estudio indican el potencial de la técnica SfM en la estimación de parámetros estructurales de árboles aislados. Se han obtenido todos los árboles con detalle espacial suficiente, teniendo en cuenta la complejidad de los almendros elegidos en este estudio, aplicando SfM para la reconstrucción 3D de los objetos. Todos los parámetros han sido obtenidos con buena

precisión en comparación a los calculados a partir del sistema TLS. En cuanto a los resultados obtenidos para el diámetro de copa, es necesario ampliar el número de árboles, así como algunas tareas relacionadas con la determinación de la copa, como son el empleo de máscaras de cielo que eviten errores, mejoras en las condiciones de iluminación de los árboles, tomas fotográficas desde distintas alturas, nuevos procesos de filtrado de puntos erróneos, etc.

Cuanto mejor pueda ser aplicada la modelización fotogramétrica mediante esta rápida, sencilla y barata estrategia de trabajo, mayor será el rendimiento en campo y gabinete frente a la técnica TLS, la cual requiere equipos, tiempos, y por extensión, costes, mucho mayores.

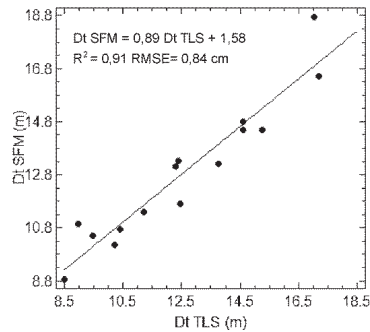


Figura 6. Modelo lineal entre el diámetro de tronco (Dt) calculado utilizando los datos TLS y SfM.

5. BIBLIOGRAFÍA

Cunliffe, A.M., Brazier, R.E., Anderson, K. 2016. Ultra-fine grain landscape-scale quantification of dryland vegetation structure with drone-acquired structure from motion photogrammetry. *Remote Sensing of Environment*, 183, 129-143.

Goesle, M., Snavely, N., Seitz, S. M., Curless, B., Hoppe, H. 2007. Multi-view stereo for community photo collections. *Computer Vision. ICCV 2007. IEEE 11th International Conference*, 2, 265-270.

Fernández-Sarria, A., Velázquez-Martí, B., Sajdak, M., Martínez, L., Estornell, J. 2013. Residual biomass calculation from individual tree architecture using terrestrial laser scanner and ground-level measurements. *Computers and Electronics in Agriculture*, 93, 90-97

Snavely, N., Seitz, S.M., Szeliski, R. 2008. Modeling the world from Internet photo collections. *International Journal of Computer Vision*, 80(2), 189-210

Wallace, L., Lucieer, A., Malenovský, Z., Turner, D., Vopenka, P. 2016. Assessment of Forest Structure Using Two UAV Techniques: A Comparison of Airborne Laser Scanning and Structure from Motion (SfM) Point Clouds. *Forests*, 7: 62.

Westoby, M.J., Brasington, J., Glasser, N.F., Hambrey, M.J., Reynolds, J.M. 2012. 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, 179: 300-314.

Estimación de variables de inventario forestal a través de modelos 3D obtenidos mediante fotogrametría terrestre

de Eugenio García, A. ⁽¹⁾, Fernández-Landa, A. ⁽²⁾, Merino de Miguel, S. ⁽³⁾

⁽¹⁾ ETSI de Montes, Forestal y del Medio Natural (Universidad Politécnica de Madrid), Ciudad Universitaria s/n Madrid 28040 España. anadeeugenio@yahoo.es

⁽²⁾ Agresta S. Coop., C/ Numancia 1 Soria 42001 España. dafernandez@agresta.org

⁽³⁾ ETSI de Montes, Forestal y del Medio Natural (Universidad Politécnica de Madrid), Ciudad Universitaria s/n Madrid 28040 España. silvia.merino@upm.es

Resumen: Una cubicación precisa de árboles en pie es fundamental para la ordenación y gestión de nuestros montes. El objetivo del presente trabajo es validar una nueva metodología de medición, basada en la reconstrucción de modelos 3D de árboles por medio de métodos fotogramétricos. Dentro del MUP n° 39 (Madrid) se seleccionaron 4 parcelas, en cada una de las cuales se midieron y fotografiaron 5 pies. Para la medición se emplearon: forcípula, dendrómetro Criterion RD1000 e hipsómetro Vertex III. Las imágenes se tomaron con una cámara no métrica Canon IXUS 85 IS. A partir de las imágenes se construyeron modelos tridimensionales usando el software Visual SFM. Sobre esos modelos se realizaron posteriormente medidas por medio del software Meshlab. La evaluación se realiza a través de la comparación de los diámetros medidos en los modelos 3D con los obtenidos por medio de otra metodología de medición ya validada (usando el dendrómetro láser Criterion RD1000). No se encontraron diferencias significativas entre las mediciones realizadas con Criterion y las realizadas sobre el modelo 3D. La cubicación de árboles en pie por medio de métodos fotogramétricos es una alternativa fiable con potencial de desarrollo en los próximos años.

Palabras clave: fotogrametría, diámetro, cubicación, volumen maderable.

Estimation of forest inventory variables using 3D models obtained by terrestrial photogrammetry

Abstract: The correct estimation of wood volume is essential for the evaluation of forest resources, and for the management of our forests. The present work intends the construction of three-dimensional models of standing trees by terrestrial photogrammetry. With this purpose, four plots were sampled in the MUP n°39 (Madrid) in each of which 5 representative trees were measured and photographed. For the measurement of standing trees, we used: forula, Criterion RD1000 dendrometer and Vertex III hipsometer. The images were taken with a non-metric Canon IXUS 85 IS camera. Three-dimensional models were constructed from the images using Visual SFM software. Subsequently, measurements were made on these models using Meshlab software. The evaluation is performed by comparing the diameters measured on the 3D models with those obtained by other validated measurement methodology (using the Criterion RD1000 laser dendrometer). No significant differences were found between those measurements made with the Criterion and those made on the 3D models. Wood volume estimation of standing trees using photogrammetry is a sound alternative with potential for the next years.

Keywords: photogrammetry, diameter, volume measurement, timber volume.

1. INTRODUCCIÓN

La correcta cubicación de árboles resulta fundamental para el cálculo de las existencias forestales de los montes y para su posterior ordenación y gestión. Para la cubicación de árboles en pie se utilizan modelos alométricos que predicen el volumen comercial a partir de otras variables dendrométricas. Las tarifas o tablas de cubicación clásicas ajustan con bastante precisión el volumen maderable total disponible, pero no proporcionan información sobre los distintos productos disponibles. La clasificación de estos productos se ha vuelto cada vez más importante, tanto para valorar económicamente la producción, como para cuantificar la biomasa y el CO₂ fijado.

Por ello, se han desarrollado métodos basados en el cálculo del volumen hasta un determinado diámetro, o hasta una altura determinada, como son las funciones de

volumen porcentual o volumen de razón, así como las ecuaciones de perfil del tronco (Manín *et al.*, 2001). Las tarifas de cubicación construidas a partir de funciones de razón se consideran menos precisas que las construidas a partir de funciones de perfil, ya que el empleo de dos ecuaciones en las primeras provoca una multiplicación de errores. Esto ha llevado a que las tarifas de clasificación de productos se basen principalmente en ecuaciones de perfil (Diéguez-Aranda *et al.*, 2003).

Por otro lado, para la construcción de estas ecuaciones de perfil o de otras ecuaciones de cubicación es necesaria la medición del perfil de una muestra de árboles. Tradicionalmente era necesario apear árboles para su medición, en cambio en los últimos años el interés por los métodos indirectos de medición, no destructivos, es creciente. Una metodología no destructiva conlleva

mayor comodidad en la toma de datos, mayor rentabilidad, al no tener que apeaar individuos aislados y se percibe socialmente de manera más positiva.

Las nuevas tecnologías nos ofrecen la oportunidad de explorar nuevas metodologías de medición que pueden adaptarse a las distintas necesidades. La finalidad del presente estudio es probar el funcionamiento de una metodología para la medición de árboles en pie basada en fotogrametría digital. La tecnología *Structure from Motion* (SfM) simplifica los procedimientos fotogramétricos, haciéndolos más accesibles a cualquier operador. De este modo se podrían medir perfiles de árboles en pie y obtener los datos necesarios para la elaboración de ecuaciones de cubicación o ecuaciones de perfil sin necesidad de apeaar los pies, de una manera barata y con una metodología sencilla y accesible.

Para la valoración de esta metodología se comparan los resultados obtenidos de su aplicación con las mediciones realizadas por medio de otra metodología ya probada y validada. En concreto, se evalúan las diferencias entre los diámetros medidos a distintas alturas en el modelo 3D y los diámetros medidos en las mismas alturas por medio del dendrómetro Criterion RD 1000 (Laser Technology Inc.). Según Rodríguez *et al.* (2011) la toma de diámetros con éste dendrómetro electrónico es válida (precisa y no sesgada) cuando se mide a una distancia similar a la altura del árbol.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

El área escogida para realizar las mediciones es el monte denominado "Pinar y Agregados" incluido en la comarca forestal XII, en el término municipal de Guadarrama (M.U.P. n° 39).

A la hora de seleccionar los pies objeto de estudio se ha buscado la máxima variabilidad posible, trabajando en masas con diferentes coberturas y estados de desarrollo. Para ello se han aprovechado las parcelas medidas por Agresta S. Coop. dentro de los trabajos de inventario LIDAR del monte, eligiéndose 4 parcelas con estructura de masa diferente. Dentro de cada parcela se han seleccionado 5 árboles que representan la variabilidad de clases sociológicas (pies dominantes, codominantes y dominados), tamaños y formas de cubicación presentes en cada una de las parcelas.

2.2. Medición de contraste. Dendrómetro láser

Las mediciones realizadas sobre los modelos 3D se han comparado con las realizadas en campo mediante el dendrómetro Criterion RD1000. Este requiere la introducción de la distancia horizontal hasta el árbol, la cual se ha medido utilizando el hipsómetro Vertex III. Por medio del hipsómetro se ha medido también la altura total del árbol.

Los árboles elegidos se han marcado con un número (del 1 al 5 en cada parcela) con el doble objetivo de facilitar su localización en caso de tener que volver a la parcela, e indicar la dirección en que se realizan las mediciones con

el dendrómetro. Los diámetros en los modelos 3D deben medirse con la misma orientación para ser comparables. Los diámetros se han medido siempre a alturas de 0,30, 0,80 y 1,30 m. A partir de esa altura se ha continuado midiendo el fuste hacia arriba, realizando una medición cada 0,5 - 1,0 metros, evitando nudos e irregularidades cubriendo el tronco hasta la primera rama viva.

2.3. Construcción del modelo 3D

Con el fin de tener dimensiones de referencia para el posterior escalado del modelo 3D, se han medido con forcípula los diámetros del árbol a las alturas de 0,30 y 1,30 m. Antes de realizar las fotografías, estos diámetros se han señalado sobre el tronco con cintas.



Figura 1. Señalización de los pies y modelo obtenido.

La cámara con la que se ha trabajado es una cámara digital Canon IXUS 85 IS, en modo automático. Teniendo en cuenta que se busca medir el tronco entre su base y la primera rama viva, las fotografías se han realizado a una distancia tal que todo ese tramo del tronco se incluyera en las imágenes. Buscando reducir el tiempo de procesado posterior se ha optado por no rodear completamente el árbol para fotografiarlo, ya que a efectos de medición de diámetros únicamente es necesario disponer de la vista frontal de mismo (la que se corresponde con la señalizada para realizar las mediciones con el dendrómetro Criterion RD1000). Se rodea, por tanto, cada pie completando un arco de círculo de unos 200° centrado en la parte frontal, realizando una fotografía a cada paso (dependiendo del tamaño de los árboles, se tomaron entre 39 y 74 fotografías). Cuando se ha considerado necesario por la gran altura del árbol o por la existencia de matorrales u otros árboles que no permiten una visión completa de la base del tronco, se ha realizado otro arco de 200° para aumentar la definición del modelo. Para evitar que no se creen dos modelos independientes tiene que haber conexión entre las dos rondas de fotografías. Si la distancia a la que se toma la segunda vuelta de fotografías es mucho menor se toma otra fotografía a medio camino entre las dos semivueeltas.

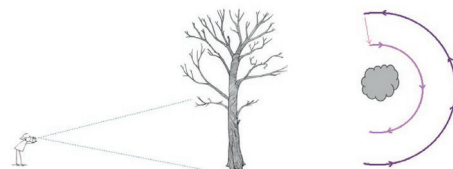


Figura 2. Esquema de la toma de fotos. Perfil y planta.

Cuando la obstrucción de la visibilidad se produce en lugares puntuales se ha dado una sola semivuelta, realizando varias fotografías a distintas distancias en los puntos que presentaban una visión incompleta. En los casos en que dos de los pies elegidos se ubican uno próximo al otro se ha realizado un único modelo conteniendo a los dos, reduciéndose el número de fotografías necesarias y el tiempo de procesado.

Dado que uno de los objetivos de este estudio es ofrecer una metodología accesible y que no suponga grandes costes se ha optado por el software libre y la tecnología *Structure from Motion* (SFM). La aplicación elegida para el procesado de los modelos 3D ha sido Visual SFM (Wu, 2011).

El modelo obtenido requiere escalado. Además contiene elementos cuya eliminación facilita las mediciones (otros árboles, rocas, arbustos...). Para estas tareas se ha elegido el software libre Meshlab. Basándose en los diámetros a las alturas de 0,30 y 1,30 metros, previamente medidas con forcípula, se han escalado los modelos obtenidos con Visual SFM. Tras el escalado y limpiado de los modelos se ha procedido a medir los diámetros a las mismas alturas que se habían medido en campo con el dendrómetro Criterion RD1000.

De forma similar a como sucede con las mediciones de diámetros con forcípula, al realizar mediciones en el modelo 3D es difícil escoger siempre los mismos puntos, aun tratándose del mismo diámetro, y se obtienen resultados que difieren ligeramente al repetir la medición. Por ello para escalar el modelo se han realizado cuatro mediciones de cada uno de los diámetros anteriormente medidos con forcípula (en total ocho: cuatro en el diámetro de la base y cuatro en el diámetro normal). Se ha obtenido para cada una de esas ocho mediciones el factor de escala que le correspondería para alcanzar las dimensiones reales y posteriormente, para el escalado del modelo, se hace la media de esos ocho factores de escala. En los modelos en los que se han recogido dos árboles se ha escalado haciendo la media entre 16 medidas (cuatro por cada diámetro).

2.4. Comparación de resultados

Se ha realizado un análisis estadístico de la variable de diferencias entre los diámetros medidos en el modelo 3D y las medidas realizadas en campo con el dendrómetro, por un lado teniendo en cuenta todas las medidas y por otro descartando los diámetros usados para escalar los modelos. Además de obtenerse un resumen estadístico que incluye la media, la desviación típica y el rango intercuartílico de esta variable, los datos obtenidos han sido sometidos a otros dos análisis:

- Para comprobar la distribución normal de la muestra: test de normalidad Shapiro-Wilk, rechazándose la hipótesis nula (normalidad) para p-valor menor o igual a 0,05.
- Test-T para muestras únicas, rechazándose la hipótesis nula (valor de la media de la muestra igual cero) para p-valor menor o igual a 0,05. Se obtiene

el intervalo de confianza (IC) dentro del cual se encontrará la media de la muestra con un nivel de significación del 0,95.

Por otro lado, se ha evaluado la posible existencia de un sesgo en función de la altura a la que se miden los diámetros por medio del coeficiente de correlación de Pearson (r).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para la construcción de los modelos 3D con SFM es de gran importancia que las fotografías se tomen con una iluminación uniforme, evitándose los contrastes de luz y los fondos claros. Si el sol da de cara no se puede percibir nada más que una sombra del objeto. Dado el diseño del estudio no ha sido posible en todos los casos elegir las mejores orientaciones, ya que la posición venía determinada por la toma de medidas previamente realizada con el Criterion. En dos de las parcelas (9 y 13) no se ha conseguido modelizar todos los árboles. En total se han efectuado 114 medidas de diámetros distribuidas en 15 árboles.

3.1. Evaluación de los diámetros obtenidos, incluyendo los diámetros de referencia para el escalado (0,30 y 1,30 m)

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos (Tabla 2), puede admitirse que la metodología propuesta es válida para la medición de perfiles de árboles en pie. Puede admitirse que los errores presentan una distribución normal y no existen diferencias significativas entre las mediciones realizadas con Criterion y las realizadas sobre el modelo 3D.

La media se desvía menos de medio centímetro respecto al cero, y el intervalo de confianza del test-T para un nivel de significación $\alpha=0,95$ es menor al centímetro. La desviación típica es de aproximadamente 2 centímetros, lo puede considerarse dentro de los errores que se podrían tener en la medición de un diámetro si lo miden dos operadores distintos, incluso con forcípula.

Tabla 2. Estadísticos de la diferencia de los diámetros obtenidos en el modelo 3D y mediante dendrómetro (incluyendo alturas 0,30 y 1,30).

Estadístico	Valor
Media	-0,23 cm
Desviación típica	2,09 cm
Rango intercuartílico	2,82 cm
p-valor	0,6908
Test norm. Shapiro-Wilk	
p-valor	0,2369
Test T	
IC ($\alpha=0,95$)	(-0,6216 ; 0,1553)

Se ha comprobado la relación de esas diferencias de diámetro, con la altura a la que se miden los diámetros en el árbol, obteniéndose un coeficiente de correlación de Pearson $r=0,1008$, por lo que se descarta este sesgo.

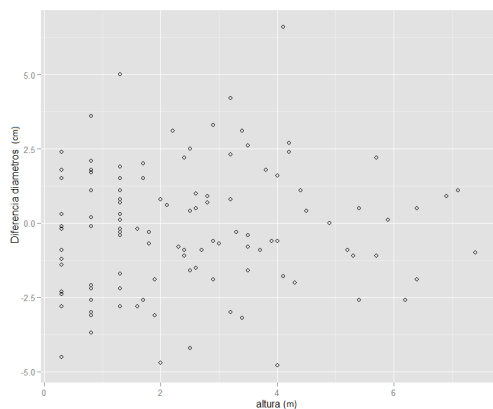


Figura 3. Relación error (cm)-altura (m).

3.2. Evaluación de los diámetros obtenidos, excluyendo los diámetros de referencia para el escalado (0,30 y 1,30 m)

Descartando los valores de los diámetros medidos a 0,30 y 1,30 metros de altura, sobre los que se han escalado los modelos, los resultados siguen siendo igualmente buenos, obteniéndose igualmente una media que se desvía menos de medio centímetro de cero y un intervalo de confianza menor al centímetro. La desviación típica es algo mayor a dos centímetros, similar a la obtenida incluyendo los diámetros utilizados en el escalado.

Tabla 3. Estadísticos de la diferencia de los diámetros obtenidos en el modelo 3D y mediante dendrómetro (excluyendo los medidos a las alturas 0,30 y 1,30).

Estadístico	Valor
Media	-0,21 cm
Desviación típica	2,16 cm
Rango intercuartílico	2,96 cm
p-valor Test norm. Shapiro-Wilk	0,7513
Test T	p-valor 0,3587 IC ($\alpha=0,95$) (-0,6771 ; 0,2478)

Se realizaron igualmente cálculos de volúmenes de los fustes en base a los diámetros medidos sobre el modelo 3D y los realizados con dendrómetro, obteniéndose unas diferencias medias del 2,21%, con una desviación típica del 9,19%. No obstante, los resultados no pueden considerarse concluyentes dado el pequeño tamaño de la muestra (15 árboles).

4. CONCLUSIÓN

La evaluación de las mediciones realizadas en los modelos 3D sugiere que la metodología propuesta en este estudio es fiable y permite realizar sobre el modelo, mediciones de diámetros a distintas alturas semejantes a las reales.

Tanto si se incluyen los diámetros de referencia en el escalado (diámetro de la base y diámetro normal) como si se excluyen, las medias de los errores obtenidos son muy próximas a cero (difieren en menos de 0,5 cm) y las desviaciones típicas se mantienen alrededor de los 2 cm lo cual puede considerarse dentro de la precisión requerida. Además, no se aprecia sesgo en función de la altura.

A pesar de que el uso de la tecnología SfM en un monte podría esperarse complicado por varios motivos (como son el hecho de que los árboles son objetos repetitivos y que sus ramas pueden moverse con el viento, lo que dificultaría en principio la detección de puntos comunes entre imágenes) se han conseguido modelos precisos con resultados satisfactorios.

Los casos en que los árboles no han podido modelizarse parecen estar ligados al condicionante impuesto por la primera medida tomada con el Criterion RD1000. Al requerirse la comparación de las medidas de los mismos diámetros con las dos metodologías, las fotografías debían tomarse principalmente en la misma dirección en que se había medido con el Criterion, no siendo siempre ésta la orientación óptima en términos fotográficos. Los contraluces creados que impiden que se perciba en las imágenes la textura del árbol y por tanto, al no identificarse los diferentes puntos, no se puede crear un modelo 3D o bien se crean modelos parciales de distintas partes del árbol que no se pueden unir.

La tecnología SFM se presenta como una tecnología muy prometedora que ha evolucionado de manera vertiginosa en la última década. Los algoritmos empleados son de reciente creación. Una posible línea de investigación que se abre es la adaptación de los algoritmos ya publicados a las características de los objetos que se pretenden modelizar. Se buscaría el perfeccionamiento en la detección de puntos comunes en los montes, tal como ya se ha hecho en otros estudios como el publicado por Lisein *et al.* (2013) para la creación de modelos digitales de superficie y de altura de copa a través de fotografía aérea.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Dieguez-Aranda, U. 2003. *Dendrometría*. Fundación Conde del Valle de Salazar. Ediciones Mundi-Prensa.
- Lisein, J. *et al.* 2013. A Photogrammetric Workflow for the Creation of a Forest Canopy Height Model from Small Unmanned Aerial System Imagery. *Forests*, 4, 922-944, doi:10.3390/f4040922.
- Manín, G. *et al.* 2001 Tarifa de cubicación con clasificación de productos para *Quercus robur* L. en el norte de la provincia de Lugo. *III Congreso Forestal Español*.
- Rodríguez, F., Fernández, A. 2009. Herramientas de cubicación sin necesidad de apeo de árboles. *Montes*, 98, 83-99.
- Wu, C. 2011. VisualSFM: A Visual Structure from Motion System. <http://ccwu.me/vsfm/>[Consulta: 25 mayo 2017].

Desarrollo de un geoportail para el inventario y la evaluación de daños por heladas en los cítricos de la Región de Murcia

Erena, M. ⁽¹⁾, Brotons, J. M. ⁽³⁾, Conesa, A. ⁽²⁾, Manera, F. J. ⁽²⁾, Castañer, R. ⁽⁴⁾, García, P. ⁽¹⁾, Sánchez, D. ⁽¹⁾, Porras, I. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ IMIDA, C/ Mayor s/n, La Alberca. Murcia, España.

⁽²⁾ Departamento de Producción Vegetal, Universidad Miguel Hernández (UMH), Orihuela, Alicante, España.

⁽³⁾ Departamento de Estudios Económicos y Financieros, Universidad Miguel Hernández (UMH), Elche, Alicante, España.

⁽⁴⁾ Departamento de Física y A.C. Universidad Miguel Hernández (UMH), Elche, Alicante, España.

Resumen: La investigación presentada tiene por objeto el desarrollo de una infraestructura de datos espacial que permita mantener un inventario actualizado de la superficie cítrica a escala regional mediante servicios de web mapping, la estimación del riesgo de heladas basada en el registro histórico de una red de estaciones agroclimáticas, la evaluación de daños utilizando los SIG/teledetección y su comparación con los siniestros registrados por las compañías de seguros agrarios en los últimos 15 años. La plataforma permite caracterizar, zonificar la producción de las zonas cítricas y la publicación de geoprocursos aplicados a la evaluación del riesgo asociado a las heladas a escala de polígono de catastral.

Palabras clave: inventario, cítricos, heladas, riesgo, daños.

Development of a geoportail for the inventory and evaluation of frost damage for citrus in the Region of Murcia

Abstract: The objective of the research is to develop a spatial data infrastructure that allows an updated inventory of the citrus area to be maintained on a regional basis through web mapping services, the estimation of frost risk based on the historical record of a network of agroclimatic stations, damage assessment using GIS / remote sensing and its comparison with claims recorded by agricultural insurance companies in the last 15 years. The platform will allow the characterization, zoning of different citrus producing areas and the publication of geoprocesses applied to the assessment of the risk associated with frost on a cadastral scale.

Keywords: inventory, citrus, frost, risk, damage.

1. INTRODUCCIÓN

El cultivo de los cítricos en España, se realiza principalmente en las zonas costeras del Este y del Sur de la península y se localiza sobre todo en lugares próximos al litoral y en los valles de los ríos del sur y levante. Fuera de estas zonas, el cultivo está limitado por el riesgo de heladas ya que este género es bastante sensible a los daños por frío y no puede desarrollarse en zonas frías, temperaturas por debajo de -2.2°C ya producen daños importantes. Tomando como referencia los últimos 20 años, se han dado varios eventos de “ola de frío” que han producido heladas que afectaron a los cítricos de la Región, las heladas más importantes, se han producido en los inviernos de 1995-96, 1998-99, 2000-01, 2004-05, 2010-11, 2011-2012 y 2014-15. En estos eventos, las temperaturas en las zonas cítricas bajaron de los -3°C y causaron grandes pérdidas sobre todo en los limoneros, que es de las especies más sensibles. Durante la campaña agrícola 2010-11, hubo cinco heladas, con temperaturas por debajo de -2°C . Durante la temporada 2011-12, las heladas se registraron durante los días 8 y 9 de febrero 2012, llegando a -4°C el día 8 en algunas zonas cítricas y causando graves daños a los árboles y en la fruta, sobre todo en los limoneros jóvenes; las mínimas absolutas llegaron a -6°C el día 9, y en algunas zonas permanecieron más de 10 horas por debajo de 0°C . En la

campaña 2014-15, se registró una helada durante los días 29 de diciembre al 1 de enero, bajando las mínimas entre -2°C a -5°C en las zonas cítricas murcianas.

La superficie regional de cítricos se estima anualmente mediante muestreos estratificados del 5% de la superficie agraria, es la denominada “Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos – ESYRCE del MAGRAMA”. Estas encuestas son la base de la estadística agrícola regional. La información que suministra es muy precisa pero tiene el inconveniente de que no da la distribución espacial del total de la superficie de los cultivos. Analizando los últimos 20 años, la superficie cítrica se ha mantenido bastante estable pero su distribución por especies y variedades a nivel municipal sí que ha sufrido cambios importantes Tabla 1.

Tabla 1. Evolución de la superficie cítrica en la Región de Murcia (CARM, 2017).

Cultivo (ha)	1996	2005	2010	2015
Limonero (LI)	21.553	24.886	22.764	21.662
Mandarino (MD)	1.635	4.259	5.294	6.542
Naranja (NA)	9.502	10.589	10.464	9.248
Pomelo (PM)	415	416	641	748
Limero (L)	10	-	65	45
Total (ha)	33.115	40.150	39.228	38.245

Por otra parte, la helada es un fenómeno ocasional que puede ocasionar cuantiosos daños en la citricultura, pero sus consecuencias varían según el estado de vegetativo de la planta, de las temperaturas alcanzadas y del número de horas con Temperatura mínima < 0°C. El daño que ocasionan las heladas a los tejidos vegetales, suele ser como consecuencia de la formación de cristales de hielo, aunque el verdadero daño proviene del deshielo. (Ferrerías, 2003).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Diseño de la geodatabase

Para la gestión de la gran cantidad de información necesaria para desarrollar la plataforma, se hace necesario crear una infraestructura de datos espaciales- de carácter temática IDE, para referirse a un marco de tecnologías, políticas y disposiciones institucionales que, trabajando conjuntamente, facilitan la creación, el intercambio y el uso de los datos geoespaciales y de los recursos de información relacionados, a través de un sistema distribuido de información, que tienen como objetivo principal el integrar los datos, metadatos, servicios e información de tipo geográfico que sobre la agricultura que se producen en el ámbito Regional, facilitando a todos los usuarios la localización, identificación, selección y acceso a tales recursos, a través de un geoportail (<http://www.idearm.es>), que además, integra los recursos interoperables de otros productores de información geográfica a nivel Global, UE, nacional, regional y local. La estimación del riesgo de heladas se ha realizado utilizando las estaciones de la red del IMIDA denominada-SIAM, dispone de un total 49 estaciones repartidas por las principales zonas regables de la Región de Murcia. Las estaciones se componen de los siguientes sensores: temperatura, humedad relativa, viento, precipitación, radiación y evaporación de cubeta clase A.

2.2. Integración e identificación de las parcelas de cítricos

La fase de recopilación y producción de la cartografía básica necesaria para inventariar la capa de cítricos en a IDEaRM se ha basado en los trabajos previos del IMIDA para la elaboración de la cartografía 1:5000 del proyecto SIGEAM (Erena, 2007), los trabajos integración realizados a escala 1:25.000 para la cartografía del sistema de información de Ocupación del Suelo-SIOSE (2005, 2009, 2011 y 2014) en la Región de Murcia, así como los datos históricos de Catastro, las encuestas ESYRCE, las parcelas aseguradas de Agroseguro o las parcelas que reciben ayudas de la Política Agraria Comunitaria-SIGPAC.

Para aumentar la certeza en la identificación de las parcelas cítrícolas se ha utilizado una serie de 50 imágenes Landsat 8 corregidas atmosféricamente a nivel L1b. El periodo de estudio utilizado va del 15 de abril de 2015 hasta el 02 de diciembre de 2016 (Figura 1). La serie de NDVI obtenidos se ha cruzado con el parcelario catastral, para discriminar las parcelas en las que dicho índice no baje de 0,4 a lo largo del año, lo cual permite diferenciar

los cítricos adultos del resto de frutales en regadío en las fechas invernales (figura 2). Este índice NDVI nos podría ayudar en un paso posterior a calcular las necesidades hídricas de los cítricos a regional (Jiménez-Bello, 2012) o para caracterizar e identificar las parcelas afectadas en una gran helada a escala regional (Erena, 2009).

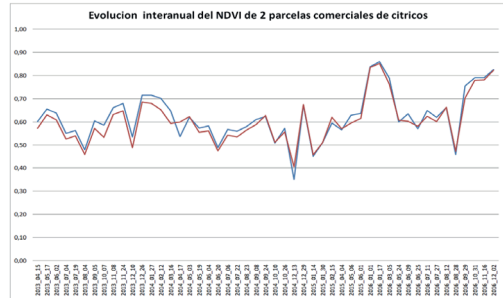


Figura 1. Evolución del NDVI en varias parcelas comerciales de cítricos del 15/4/2013 a 02/12/2016.

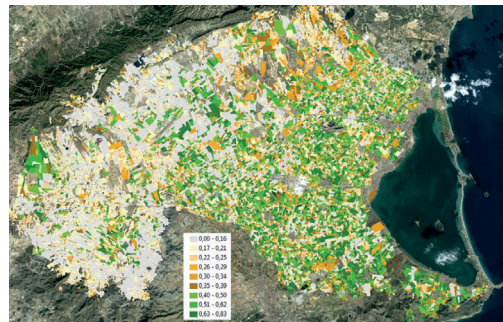


Figura 2. Detalle de distribución espacial del NDVI el 27/01/2014 (NDVI > 0,4 en invierno = cítrico).

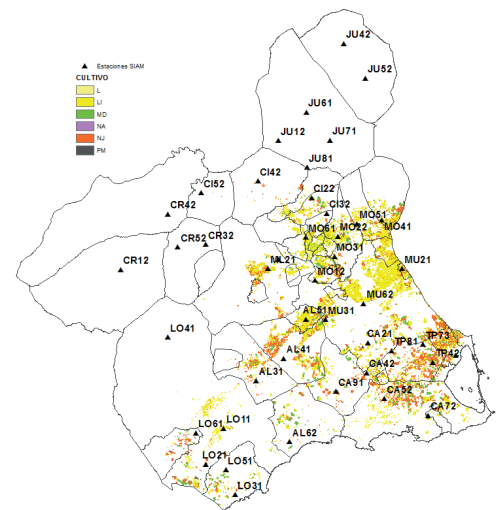


Figura 3. Ubicación de las estaciones y distribución de los cítricos en la Región de Murcia.

2.3. Análisis del riesgo de heladas

Siguiendo la metodología por la FAO (Synder, 2010), se pueden determinar las probabilidades de que un cultivo pueda ser dañado por la helada en un determinado evento. En los cítricos, las temperaturas críticas de daño varían con el estado de desarrollo del cultivo, y estas fechas varían de un año a otro, en consecuencia determinar la probabilidad y el riesgo para plantaciones frutales es más complicado que para cultivos anuales. Por ejemplo, una temperatura crítica de daño (T_c) puede ser -2.8°C antes del inicio de la floración pero puede subir hasta $-0,8^\circ\text{C}$, durante el estado de fruto recién cuajado con diámetro inferior a 13 mm (Pamela, 2015).

El análisis de riesgo se utiliza para estimar las probabilidades de que un evento de daño ocurra o no a largo plazo. Por ejemplo, un agricultor quiere saber el riesgo de que un cultivo en particular se pierda por helada durante la vida esperada de la plantación. En dicha publicación, el riesgo se determina con el método de probabilístico (Haan, 1979), que utiliza una distribución binomial para dicha estimación, en una distribución binomial, el riesgo (R), siendo (p) la probabilidad del suceso y (n) el número de años, (p) puede tener una o más ocurrencias de temperatura por debajo de la temperatura mínima seleccionada en un periodo de (n) años. Este riesgo se puede calcular con la ecuación (1).

$$R=1-(1-p)^n \quad (1)$$

Generalmente, la sensibilidad de los cultivos a la congelación aumenta desde la floración hasta el estadio de fruto pequeño, que es cuando el cultivo es más sensible. Dicha sensibilidad se incrementa cuando hay una exposición previa a temperaturas cálidas. Se sabe que las plantas resisten a la congelación cuando se han expuesto a temperaturas frías durante largos periodos y este endurecimiento es menor si la exposición es a temperaturas cálidas. La publicación de la FAO (Synder R.L., 2010) proporciona temperaturas críticas de daños en diferentes estadios fenológicos para una gran variedad de cultivos. En general los cítricos tienen temperaturas críticas entre $0,5^\circ\text{C}$ para los frutos recién cuajados a $-3,9^\circ\text{C}$ para las hojas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Análisis de eventos de heladas

Los resultados de probabilidad se resumen en la Tabla 2. De las tres temperaturas críticas consideradas en el estudio se ha seleccionado la de -3°C por ser la más representativa de los daños evaluados por la compañía aseguradora. Para el análisis de los eventos de heladas se ha creado una tabla con los datos diarios de los últimos 19 años de todas las estaciones del IMIDA (<http://siam.imida.es>) con las siguientes variables climáticas horarias: T^a , HR, velocidad y dirección del viento, precipitación, radiación, horas de sol y horas frío, a partir de la cual mediante geoprocetos se pueden generar los mapas de temperaturas mínimas.

3.2. Caracterización regional del riesgo de heladas

Con los SIG se pueden estimar las probabilidades de ocurrencia de este tipo de eventos y la superficie de cada tipo de cítrico potencialmente afectada, por ejemplo, en el gráfico siguiente puede verse la distribución de probabilidades de que se dé una temperaturas critica de -3°C entre noviembre y marzo de cualquier año. La probabilidad media en la mayor parte de las zonas de distribución de los cítricos es de 20% como máximo, aunque la más frecuente son del 10% (Figura 4).

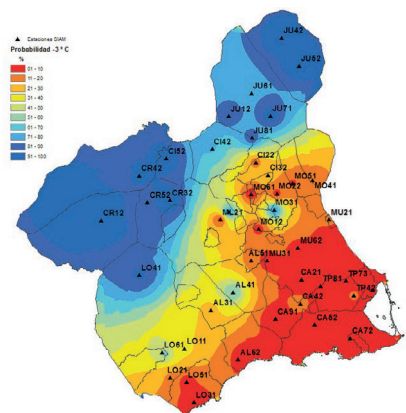


Figura 4. Probabilidad de un evento (T_c de -3°C) en el periodo 1996-2015.

3.3. Estudio de daños en las parcelas aseguradas.

Durante el periodo 1996-2015 se han producido diversos siniestros de heladas que han afectado a una superficie importante de los cítricos, siendo el episodio de mayor superficie afectada fue la del año 2014, la distribución de parcelas dañadas se puede ver en la (Figura 5). Como puede verse en la Tabla 2 el resumen de resultados, los mayores daños en calidad corresponden al limonero, mandarino y naranjo coincidiendo con los estudios de la Universidad de California (Pamela, 2015).

Tabla 2. Resumen de daños en las parcelas citricolas asegurada de la Región de Murcia 1996-2015.

Cultivo	ha	n° parcelas	% calidad	% prod.
Limonero	3.916	2.483	28,22	1,85
Mandarino	1.130	501	25,18	2,15
Naranjo	2.690	1.090	22,87	1,51
Pomelo	71	41	7,00	0,71
Total	7.807	4.115		

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se han evaluado diversas herramientas que han demostrado ser de gran utilidad para mantener un inventario actualizado de las zonas citricolas a escala regional. Otra funcionalidad de estos sistemas integrados de información agroclimática integrada en un sistema de información geográfica es la capacidad de estimación

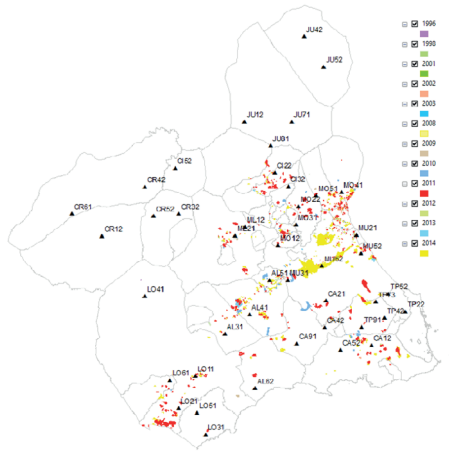


Figura 5. Parcelas de cítricos aseguradas con daños por heladas: 1996-2015.

de daños por diversos tipos de riesgos climáticos. La próxima fase del trabajo es su implementación en los servidores de producción del IMIDA para poder publicar servicios interoperables que permitan la actualización del inventario vía web para que pueda servir como un sistema de ayuda a la decisión y de asesoramiento al sector cítrico regional en el caso de siniestros de tipo climático. El acceso a esta información se podrá realizar a través de diversos visores temáticos como este desarrollado para el Campo de Cartagena y el Mar Menor. <http://www.idearm.es>.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto FEDER 14-20-15 (Diseño y puesta en marcha de una infraestructura de datos espaciales sobre agricultura y agua en la Región de Murcia-IDEARM), cofinanciado al 80% con fondos FEDER.

A la empresa AGROSEGURO por la aportación del daño por helada en la zona objeto de estudio para el periodo 1996-2015.

6. BIBLIOGRAFÍA

Erena, M., Porras, I., García, P., Atenza, J.F., Ochoa, J., Jover, A.J. 2007. Primeros resultados del SIG cítrico de Murcia: Proyecto SIGEAM. *XI Congreso de la SECH*, Albacete.

Erena, M., Pérez, P., Montesinos, S., Bea, M., Sánchez, S., González, M., Ruiz, L.A., Recio, J., Hermosilla, T. 2009. Ensayos para la estimación de daños producidos por heladas y sequía en cítricos mediante imágenes de alta resolución espacial. *XIII Congreso Nacional de la Asociación Española de Teledetección*, 23-26 septiembre 2009, Calatayud, pp. 73-76.

Ferreras, C., García Lidón, A., Porras, I. 2003. Las heladas en la zona cítrica de la Huerta Murciana. *Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia. Serie Técnica N° 26*. Murcia. 11-39, 50.

Haan, C.T. 1979. Risk analysis in environmental modifications. pp. 30-51, in: B.J. Barfield & J.F. Gerber (eds.) *Modification of the Aerial Environment of Crops*. American Society of Agricultural Engineering (ASSAE), Monograph N°2. St Joseph, Michigan: ASAE.

Jiménez-Bello, M.Á., Ruiz, L.Á., Hermosilla, T., Recio, J., Intrigliolo, D.S. 2012. Use of remote sensing and geographic information tools for irrigation management of citrus trees. Chapter *Use of remote sensing and geographic information tools for irrigation management of citrus trees*:147-160; CIHEAM., ISBN: 2-85352-482-5.

CARM. 2017. Centro Regional de Estadística-ECONET. Disponible en: <http://http://econet.carm.es/>. Fecha de acceso, 4 de febrero de 2017

Pamela, M., Carolyn, L. 2015. *Frost Protection for Citrus and Other Subtropicals*. University of California. Division of Agriculture and Natural Resources. <http://anrcatalog.ucdavis.edu/>.

Synder, R.L., Melo-Abreu, J.P., Matulich, S. 2010. Frost protection: fundamentals, practice, and economics. *Environmental and natural resources series, 10*, 2 vols. FAO. Rome.

Estimación de masas forestales afectadas por el incendio de Huesa, Quesada y Cabra de Sto. Cristo (Jaén) en 2015 a partir de PNOA LiDAR y PLEIADES

Méndez, E. ⁽²⁾, Prieto, R. ⁽²⁾, Valés, J. J. ⁽²⁾, Granado, L. ⁽²⁾, Pino, I. ⁽²⁾, Montoya, G. ⁽²⁾, Carpintero, I. ⁽²⁾, Giménez de Azcárate, F. ⁽²⁾, Cáceres, F. ⁽¹⁾, Moreira, J. M. ⁽¹⁾, Salas, F. J. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Avda. Manuel Siurot, 50, 41071, Sevilla.
{francisco.caceres, josem.moreira}@juntadeandalucia.es

⁽²⁾ Agencia de Medio Ambiente y Agua, Johan Gutenberg, 1, 41092, Sevilla.
{elena.mendez.caballero, raquel.prieto, juan].vales, laura.granado, isabel.pino.serrato, gregoria.montoya, irene.carpintero, fernando.gimenez, fjavier.salas}@juntadeandalucia.es

Resumen: En 2015 tuvo lugar un incendio forestal en el paraje de “La Cruz del Muchacho” (Jaén). Como soporte al Plan de Restauración de los terrenos afectados, se han utilizado imágenes de alta resolución PLEIADES (2015) e información altimétrica procedente de PNOA LiDAR (2014) para estudiar la afección y estimar las masas forestales eliminadas a partir del análisis de diferencias obtenidas entre ambos conjuntos de datos. Así, se ha estimado tanto la superficie afectada como el volumen de vegetación arbórea eliminado, previo al inventario forestal que se realiza en un proyecto posterior a partir de PNOA LiDAR, obteniendo como resultado que el 83% de la superficie forestal arbolada ha sido afectada por el incendio.

Palabras clave: Elevaciones, LiDAR, PNOA, PLEIADES.

Estimation of forest masses affected by the fire of Huesa, Quesada and Cabra de Sto. Cristo (Jaén) in 2015 from PNOA LiDAR and PLEIADES

Abstract: In 2015, a forest fire took place in the landscape of “La Cruz del Muchacho” (Jaén). As support to the elaboration of the Restoration Plan for the affected areas, PLEIADES images (2015) and altimetric data from PNOA LiDAR (2014) have been used to study the affection and to estimate the reduced forest masses from the analysis of the differences obtained between both datasets. So, both the affected area and the volume of removed tree vegetation have been estimated, prior to the forest inventory that is carried out in a subsequent project from PNOA LiDAR, with the result that 83% of the forest area has been affected by the fire.

Keywords: Elevation, LiDAR, PNOA, PLEIADES

1. ANTECEDENTES Y OBJETIVO

En julio de 2015 tuvo lugar un incendio forestal en el paraje de “La Cruz del Muchacho”, en los T.M. de Huesa, Quesada y Cabra de Santo Cristo (Jaén), con una superficie aproximada de 10200 ha. Se trata de una zona en la que la cota varía entre los 423 y los 1192 m con una pendiente media del 45,7%. La Ley 5/1999 de Prevención y Lucha contra los Incendios Forestales, establece que los terrenos afectados por incendios precisan de un Plan de Restauración en el que se evalúe la situación de estos terrenos desde el punto de vista de la conservación de la flora, la fauna, el suelo y los ecosistemas, de manera que a partir de éste se propongan las actuaciones o medidas necesarias para la restauración o regeneración de los terrenos afectados. Como soporte a la elaboración de dicho plan, se plantea la adquisición de imágenes de alta resolución y la utilización de información altimétrica de detalle con el fin de analizar la afección y hacer estimaciones de las masas forestales eliminadas. Tomando este trabajo como estudio piloto, el objetivo principal es establecer una metodología que de soporte a la evaluación de daños en campo y sirva de

base para la realización de cartografía de referencia que apoye a futuros trabajos de restauración post-incendio.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

A continuación se describen los trabajos realizados para la evaluación de los daños producidos por el incendio. Para estudiar la superficie y el volumen de vegetación arbórea afectada, se ha recurrido a la información altimétrica disponible lo más cercana posible a la fecha del incendio. A partir de ella se han generado los Modelos Digitales de Altura de la Vegetación (MDHV) antes y después del incendio y se han analizado las diferencias. De forma paralela, se ha analizado el área afectada a partir de las imágenes PLEIADES.

2.1. Información de partida

Se dispone de dos fuentes de información. Por un lado, datos procedentes del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea y LiDAR (PNOA LiDAR) de 2014. Se trata de nubes de puntos que han sido adquiridas mediante sensores LiDAR con una densidad de 0,5 puntos/m², posteriormente clasificadas de forma automática y a las

que se ha asignado información de color natural (RGB) a partir de las ortofotografías PNOA 2013 (50 cm). La información está organizada en ficheros digitales de 2x2 km de extensión. El sistema geodésico de referencia es ETRS89 y proyección UTM en el huso 30. Las coordenadas Z se proporcionan en alturas ortométricas. Por otro lado, se realiza un estudio de las posibilidades de obtención de información de alta resolución posterior al incendio. Se opta por cobertura PLEIADES, adquiriendo finalmente los siguientes datos:

1. Anterior al incendio (5 de julio de 2015):
 - Imagen primaria (original).
 - Ortho en BUNDLE (PAN+MS) 12 bit.
 - Ortoimagen de 0,50 m.
2. Posterior al incendio (6 de noviembre de 2015):
 - Par estereoscópico de imágenes primarias (originales).
 - Ortho en BUNDLE (PAN+MS) 12 bit.
 - Ortoimagen de 0,50 m.
 - Modelo Digital de Superficie (MDS).

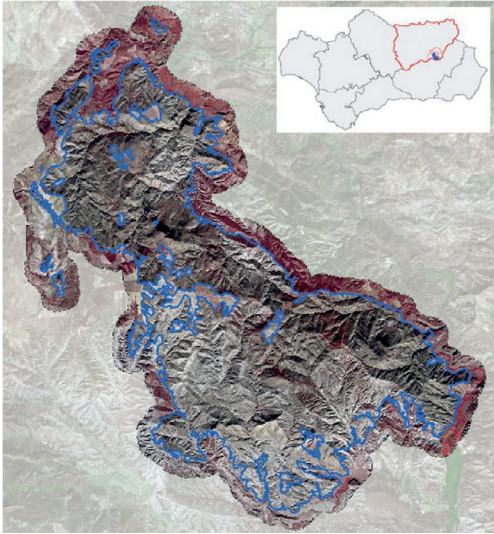


Figura 1. Zona de estudio. Imagen PLEIADES (0,50 m) de 6 de noviembre de 2015. En azul, perímetro del incendio obtenido a partir de esta imagen.

2.2. Análisis de las imágenes PLEIADES

Las imágenes primarias no tienen corrección geométrica, se ha realizado su ajuste fotogramétrico mediante polinomios racionales (RPC) ajustados en *bundle* (PAN+MS). Las imágenes Ortho en BUNDLE se han ortorectificado a partir de elevaciones extraídas, antes del incendio, del MDE PNOA, y de las elevaciones obtenidas por estereocorrelación del par de imágenes después del incendio, cada banda de forma independiente (PAN a 0,50 m y Azul, Verde, Rojo e Infrarrojo cercano a 2 m). La ortoimagen se ha obtenido del *pansharpened* de las 4 bandas y se ha realizado el mosaico y ajuste de color.

Para apoyar los procesos de orientación de las imágenes y su ortorectificación ha sido necesaria la utilización de Puntos de Apoyo PNOA y MDE PNOA LiDAR 2014, así como otros puntos de segundo orden (puntos de paso: XY a partir de Ortofototo PNOA 2013 y Z a partir de MDE LiDAR).

Las ortoimágenes han servido como base de referencia para la fotointerpretación de la afección y para la obtención del perímetro del área afectada mediante digitalización. De cara a estimación de superficie recorrida por el fuego y labores posteriores de restauración, este perímetro es de mayor detalle y utilidad que el preliminar obtenido con Landsat8 OLI (30 m de resolución).

Seguidamente se ha realizado un análisis radiométrico de las imágenes Ortho, para verificar su explotación desde el punto de vista espectral, aprovechando la resolución espacial (2 m). Se ha llevado a cabo un análisis comparativo entre la PLEIADES de 5 de julio y la Landsat8 OLI más cercana disponible, de 30 de junio. Para ello se ha utilizado el índice de vegetación NDVI, de uso ampliamente generalizado y con resultados muy contrastados para Landsat8 OLI. La diferencia de fecha entre las imágenes es de 5 días, por lo que la vegetación se encuentra en el mismo estado fenológico en ambas y deberían presentar un NDVI equivalente. Utilizando un conjunto de parcelas de muestreo, se comprueba que el ajuste entre ambos sensores es excepcional, obteniendo un R^2 de 0,98. En el caso de PLEIADES de 6 de noviembre, post-incendio solo se dispone de Landsat8 OLI de 16 de julio y 18 de septiembre. Los resultados, aunque mejoran con la segunda, no son buenos. Esto no es debido a un mal ajuste radiométrico entre ambos sensores sino a una variación en el estado fenológico de la vegetación, dado que entre las imágenes hay varios meses de diferencia y la poca vegetación existente tras el incendio ha evolucionado en ese tiempo (en unos casos de forma positiva hacia una regeneración y en otros casos de forma negativa). Se concluye, por tanto, que las imágenes PLEIADES sí tienen un buen ajuste radiométrico y proporcionan un NDVI comparable con el de Landsat8 (a pesar de la influencia del tamaño de píxel). Por ello, se utiliza el NDVI PLEIADES antes y después del incendio como información adicional al evaluar la vegetación afectada, pero debido a la fecha de adquisición de la imagen post-incendio, existen muchas zonas con sombras a causa de la elevación solar, efecto que se acusa cuanto mayor es la resolución espacial. Así, se han localizado zonas, ubicadas en sombras de laderas, en las que el NDVI ha resultado ser nulo o negativo pero que presentaban vegetación que no se había visto afectada por el incendio (o se había regenerado). Como consecuencia, las diferencias de NDVI (pre-post) han presentado valores irreales que han impedido la correcta evaluación de la situación a partir de este índice.

2.3. Generación del MDE LiDAR

Con el fin de conocer con gran detalle la situación de la vegetación previa al incendio se ha realizado una serie

de análisis a partir de la información de 2014 aportada por PNOA LiDAR. Para el objeto de este trabajo, se ha obtenido el mapa de alturas de la vegetación del ámbito afectado por el fuego, utilizando para ello los modelos digitales del terreno (MDT) y de superficie (MDS), generados a partir de la nube de puntos LiDAR. El software utilizado ha sido FUSION (McGaughey, 2014). Previamente, se ha realizado un buffer a los ficheros de 2x2 km para evitar los llamados “edge artifacts” a la hora de procesar los modelos y que se obtuvieran de forma continua en todo el territorio evitando áreas sin información en los bordes de las hojas.

Partiendo de la nube de puntos clasificada, filtrando la nube de puntos por la clase 2 (ground), se ha utilizado el comando *GridSurfaceCreate* para generar el MDT con paso de malla de 2 m, resultando la elevación de cada píxel la media de las elevaciones (altura ortométrica) de todos los retornos de clase 2 localizados dentro de ese píxel. En general, este método funciona bien si los datos se han filtrado correctamente identificando suelo desnudo. Hay que tener en cuenta que las elevaciones que registran los retornos LiDAR presentan errores debido al alcance y al sistema GPS-IMU. Al calcular la media de todas las elevaciones en el píxel este error se admite, resultando en una superficie que se extiende dentro de la nube de puntos de suelo desnudo.

El MDS (paso de malla de 2 m) se ha generado utilizando el comando *Canopymodel*. El algoritmo asigna a cada píxel el valor de elevación más alto de las elevaciones de todos los retornos del interior del píxel. Una forma de validar la precisión del sistema LiDAR es analizar las diferencias entre los datos medidos en campo y los obtenidos con los datos LiDAR en zonas de control, como pueden ser las zonas llanas sin vegetación o en tejados planos (Huising y Gomes, 1998; Hopkinson *et al.*, 2005). Para realizar el control de calidad del MDT se han utilizado puntos de la base de datos PNOA del IGN y se han calculado las diferencias entre la Z de estos puntos y su correspondiente medida sobre el MDT. El resultado ha sido RMSE Z de 0,097 m y LE90 de 0,159 m.

2.4. Generación del MDS PLEIADES

Se ha realizado la correlación automática de las imágenes PLEIADES estéreo (primarias) de 0,50 m para obtener datos de elevación con una resolución de 4 m. El resultado ha sido un modelo de superficies intermedio. Para la obtención del MDS final se ha llevado a cabo una correlación automática densa, incluyendo un filtrado global de artefactos (picos y hoyos) y una edición manual. Posteriormente, se han editado los huecos que han podido quedar por los artefactos tomando puntos acotados y líneas de rotura por restitución fotogramétrica con operador en los casos necesarios. Se han generado alturas elipsoidales que finalmente se han transformado a ortométricas a partir del modelo de geoide EGM08-REDNAP.

Para el control de calidad de este MDS se han utilizado los mismos puntos de control de la RPA que para el

MDT LiDAR. La precisión obtenida ha sido RMSE Z de 1,089 m y LE90 de 1,792 m.

Para realizar los cálculos posteriores, el MDS PLEIADES se ha remuestreado a 2 m con objeto de no perder la resolución original del modelo procedente de LiDAR.

2.5. Cálculo del MDHV antes del incendio

El MDHV en zonas forestales no es más que la resta entre el MDS y el MDT, entendiendo el MDS como una descripción geométrica de la superficie topográfica y de los objetos localizados sobre ella como árboles y edificios (altura máxima) y el MDT como la altitud de la superficie del terreno. Así, en el MDHV cada píxel del modelo contendrá la altura máxima de la vegetación en ese píxel.

Para obtener la vegetación existente antes del incendio, se ha calculado el MDHV como la diferencia entre el MDS LiDAR y el MDT LiDAR (Figura 2). Con este modelo de alturas se ha realizado una máscara para considerar únicamente los píxeles cuya altura es superior a 3 m (estrato arbóreo).

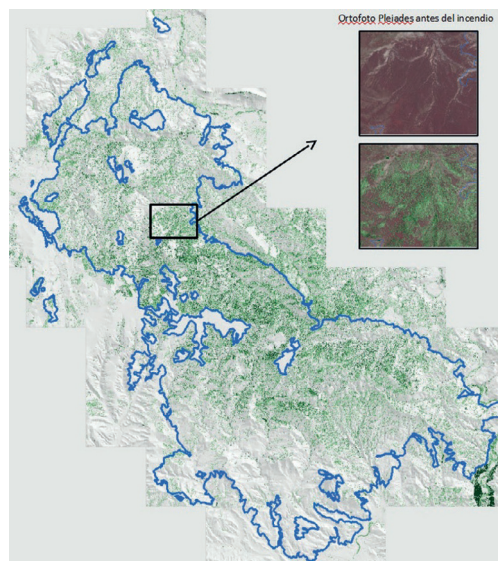


Figura 2. Vegetación arbórea antes del incendio con altura comprendida entre los 3 y los 30 m. De fondo, el modelo de sombras del MDS LiDAR.

2.6. Cálculo del MDHV después del incendio

El cálculo del MDHV después del incendio representa la vegetación forestal que no se ha visto afectada. Se ha generado a partir de la diferencia entre el MDS PLEIADES y el MDT LiDAR (Figura 3).

3. RESULTADOS

Para la estimación de las áreas afectadas, se han calculado las estadísticas de los MDHV pre y post-incendio considerando solo los píxeles correspondientes a vegetación arbórea con una altura comprendida entre los 3 y los 30 m. Estas estadísticas han arrojado como resultado que, antes del incendio, la superficie forestal arbórea era de 2192,17 ha, con una media de altura de la vegetación de 6,62 m, y después del incendio la superficie forestal arbórea es de 370,21 ha, con una media de altura de la vegetación de 5,78 m. Es decir, el 17% de la vegetación se habría mantenido. Por tanto, se ha estimado que la vegetación afectada ha sido el 83% de la superficie forestal arbórea existente previamente. Por último, se ha calculado una estimación del volumen forestal arbolado a partir del MDHV, previo al inventario forestal que se realizará posteriormente a partir de PNOA LiDAR. Se ha calculado el volumen como el producto del área de la base (píxel de 2 m) por la altura (valor del píxel en el MDHV), estimando que el volumen eliminado ha sido de 123.834.707,35 m³.

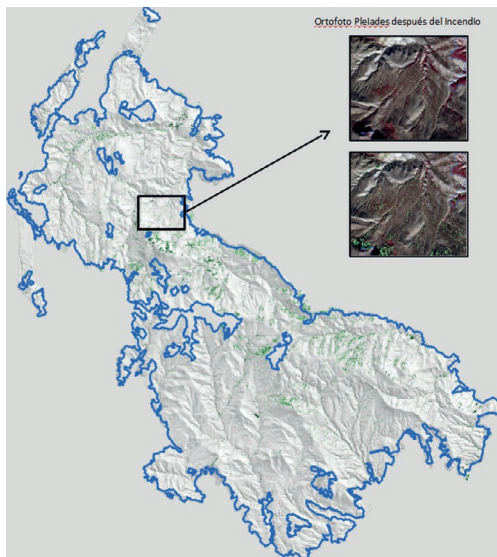


Figura 3. Vegetación arbórea después del incendio con altura superior a los 3 m. De fondo, el modelo de sombras del MDS PLEIADES.

4. DISCUSIÓN

A la vista de los resultados, se puede considerar que la metodología de obtención de datos de elevación de la vegetación expuesta tiene la precisión adecuada para realizar análisis forestales, siendo una buena aproximación a la evaluación de los terrenos afectados por grandes incendios. Se puede afirmar que LiDAR es una buena fuente de información de alta precisión a utilizar como soporte a la toma de decisiones de cara

a la restauración forestal. En cuanto a PLEIADES, las ortoimágenes constituyen una base de referencia útil y de alto detalle para la fotointerpretación. El detalle y por tanto la estimación del área afectada (9.777,14 ha) mejoran respecto a Landsat8 OLI (10.880,20 ha). El perímetro obtenido con PLEIADES ha pasado a formar parte de la cobertura sistemática de áreas recorridas por el fuego (Rediam), para el año 2015. Para la evaluación de áreas afectadas desde el punto de vista espectral, se requiere que la fecha de adquisición de las imágenes esté próxima a la finalización del incendio.

En la misma línea que con la superficie forestal arbolada, se ha realizado el análisis para el estrato matorral (altura inferior a 3 m). Sin embargo, no se han obtenido buenos resultados, debido principalmente a la incertidumbre que presentan los datos LiDAR en zonas de fuertes pendientes y vegetación densa, en las que la precisión para la obtención de la altitud del terreno es menor y depende fundamentalmente de la densidad de la nube de puntos (Estornell, 2011). Para analizar la afección por un incendio en estas zonas se necesitaría un MDE más preciso obtenido de datos LiDAR con mayor densidad que 0,5 puntos/m², de forma que se pueda estimar con mayor precisión la altura y el volumen de la vegetación con altura inferior a 3 m. Este inconveniente, tanto para este como para otros estudios, podrá resolverse con la segunda cobertura nacional PNOA LiDAR, donde se pretende materializar el aumento de la densidad de la nube de puntos. Es importante, además, una actualización continua de información LiDAR del territorio.

5. AGRADECIMIENTOS

Airbus Defense and Space.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Estornell, J. 2011. *Análisis de los factores que influyen en la precisión de un MDE y estimación de parámetros forestales en zonas arbustivas de montaña mediante datos LiDAR*. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría. Universitat Politècnica de València.
- Hopkinson, C. et al. 2005. Vegetation class dependent errors in LiDAR ground elevation and canopy height estimates in a boreal wetland environment. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 31(2), 191-206.
- Huisin, E.J., Gomes Pereira, L.M. 1998. Errors and accuracy estimates of laser data acquired by various laser scanning systems for topographic applications. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 53(5), 245-261.
- McGaughey, R.J. 2014. *FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, University of Washington.

Mejora del Modelo Digital del Terreno de un embalse mediante una serie histórica de imágenes Landsat

García Díaz, D.⁽¹⁾, Aragonés, D.⁽²⁾, Rodríguez, A.⁽¹⁾, Bustamante, J.^(2,3)

⁽¹⁾Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana, CSIC., C/ Américo Vespucio 26, 41092 Sevilla, España. diegogarcia@ebd.csic.es, alrodri@ebd.csic.es

⁽²⁾Laboratorio de SIG y Teledetección (LAST-EBD), Estación Biológica de Doñana, CSIC., C/ Américo Vespucio 26, 41092 Sevilla, España. daragones@ebd.csic.es

⁽³⁾Departamento de Ecología de Humedales, Estación Biológica de Doñana, CSIC., C/ Américo Vespucio 26, 41092 Sevilla, España. jbustamante@ebd.csic.es

Resumen: La delimitación del terreno inundado y la documentación de fluctuaciones en el nivel de masas de agua usando imágenes de satélite pueden tener múltiples aplicaciones. En este estudio, se aborda esta cuestión para mejorar la batimetría de un embalse mediante el uso de una serie histórica de imágenes de satélite de resolución espacial baja/media. Partiendo del supuesto de que la lámina de agua en un embalse está habitualmente en equilibrio, y por lo tanto define una línea de puntos a la misma cota, usamos esta información para mejorar el Modelo Digital del Terreno (MDT) de la zona inundable del embalse de Valdecañas (Cáceres). En primer lugar, generamos un MDT histórico digitalizando las curvas de nivel a 20 m del Mapa Topográfico Nacional (MTN) 1:50.000 de la serie histórica (1952) anterior a la construcción de la presa. Posteriormente, normalizamos toda la serie temporal disponible de los satélites Landsat 5, Landsat 7 y Landsat 8 (30 m de resolución espacial) mediante el método de las áreas pseudo-invariantes. A continuación, determinamos un umbral en la banda del SWIR-1 para definir los píxeles de agua y extrajimos la máscara de inundación del embalse para cada imagen. Sobre esta máscara seleccionamos los píxeles del contacto tierra/agua, que definen el límite de la lámina de agua en cada fecha, y extrajimos las coordenadas del centro de cada píxel. Cruzamos los centros con el MDT histórico para asignarles un valor de cota, generando una nube de 500.000 puntos, que utilizamos para generar un nuevo MDT. Validamos este MDT mejorado de dos maneras: a) con 2579 puntos tomados en campo con un GPS diferencial y b) con un MDT LiDAR de 2013, sobre el que generamos una nube aleatoria de 2200 puntos. El resultado fue muy satisfactorio, pasando de un error medio absoluto en z de 3 metros del MDT histórico, a un error de 0,8 metros en el MDT mejorado. Todo este proceso se automatizó mediante un *script* de Python que es fácilmente aplicable para la generación de batimetrías de otros cuerpos de agua con oscilaciones de nivel.

Palabras clave: masas de agua, MDT, batimetría embalses, Mapa Topográfico Nacional, normalización, Python.

Reservoir Digital Terrain Model improvement using Landsat time series

Abstract. *Delimitation of the flooded areas and documentation of fluctuations in the level of water masses using satellite images can have multiple applications. This study aims to improve the bathymetry of a reservoir by using a time series of low resolution satellite imagery. Starting from the assumption that the water level in a reservoir is usually in equilibrium, and therefore defines a line of points at the same level, we use this information to improve the Digital Terrain Model (DTM) of the flood zone of Valdecañas reservoir (Cáceres, Spain). First, we generated a historical DTM by digitizing the contours at 20 m from the National Topographic Map (NTM) 1:50,000 of the historical series (1952) prior to the construction of the dam. Later on, we normalized the entire available time series of the Landsat 5, Landsat 7 and Landsat 8 satellites (30 m spatial resolution) using the pseudo-invariant areas. Next, we determined a threshold in the SWIR-1 band to define the water pixels and extracted the flood mask from the reservoir for each image. On this mask we selected the pixels of the land / water boundary, which define the limit of the water sheet on each date, and extract the coordinates of the center of each pixel. We crossed the centers with the historical DTM to assign them a height value, generating a cloud of 500,000 points, which we used to generate a new DTM. We validated this improved DTM in two ways: a) with 2579 points taken in the field with a differential GPS and b) with a DTM LiDAR from 2013, on which we generated a random cloud of 2200 points. The result was very satisfactory, going from an absolute mean error in z of 3 m in the historical DTM, to an error of 0.8 m in the improved DTM. All the process was automated through a Python script that is easily applicable for the generation of bathymetry of other water bodies with level oscillations.*

Keywords: *water masses, DTM, reservoir bathymetry, National Topographic Map, normalization, Python.*

1. INTRODUCCIÓN

Determinar la profundidad de las aguas someras en cuerpos de agua fluctuantes, como es el caso de los embalses, es un aspecto muy importante a la hora de estudiar distintas

variables ecológicas (p.ej. la distribución de aves o el hábitat potencial de plantas acuáticas, etc.).

En la actualidad, contamos con Modelos Digitales del Terreno (MDT) a nivel global a una resolución que no

es suficientemente precisa para cartografiar las aguas someras. Aquí se incluirían los modelos de las misiones SRTM de la NASA y los ASTER GDEM que ofrecen datos de elevación a nivel global, con píxeles de 30 m y una resolución en z de 10 m. También es frecuente contar con datos LiDAR en numerosos países (En España existen datos LiDAR para todo el territorio nacional, con una resolución de 0,5 puntos por m²).

Sin embargo, es posible que el área de interés se encuentre en alguna zona del globo donde no existan este tipo de datos, o donde existan, pero hayan sido registrados con una cota de agua demasiado alta para cartografiar los fondos cubiertos temporalmente por las aguas someras. En esos casos, sería conveniente desarrollar una metodología que, aprovechando la temporalidad de Landsat, permita conocer la topografía de esas zonas de aguas fluctuantes, con una precisión altimétrica mayor.

Por otro lado, para cartografiar zonas sumergidas también se puede recurrir a otras fuentes de información altimétrica, como los mapas topográficos antiguos. Por ejemplo, en España contamos con la serie histórica del Mapa Topográfico Nacional (MTN).

Ante la conveniencia de mejorar la precisión de los valores altimétricos de la zona fluctuante del embalse, en este trabajo desarrollamos una metodología que combina dos fuentes de información altimétrica de baja resolución, para obtener un modelo de alta resolución altimétrica.

La metodología se basa en la asunción de que el agua en un embalse se comporta marcando isocotas de cota y que por tanto, una vez extraídas las máscaras de agua, podrían tratarse como curvas de nivel si supiéramos la cota a la que se encuentran. Por tanto, usando la información altimétrica de un mapa topográfico junto con la multitemporalidad de Landsat, sería posible reconstruir una serie muy completa de curvas de nivel que ayuden a mejorar la topografía de dichas áreas.

Evaluamos esta metodología en el embalse de Valdecañas, situado al NE de la provincia de Cáceres.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Obtuvimos la información altimétrica de partida mediante la digitalización de los puntos de cota y curvas de nivel de la primera serie del MTN (década de los años 50 del s. XX), que se utilizaron junto con la red fluvial, para generar un MDT previo a la construcción de la presa. Este MDT se generó con un tamaño de píxel de 30 m para hacerlo equiparable a las imágenes Landsat empleadas. De este modo, podemos tener datos de cota, desde el fondo del embalse, hasta la cota de coronación.

En un segundo paso descargamos todas las imágenes de la escena 202/32 de los sensores TM, ETM+ y OLI, a bordo de los satélites Landsat 5, 7 y 8 respectivamente.

El proceso de tratamiento de las imágenes se resume en la Figura 1. En primer lugar, enmascaramos las nubes de cada escena para posteriormente proceder a su normalización radiométrica, de cara a trabajar la serie temporal con garantías. A continuación, extrajimos el valor de NDVI para identificar los píxeles de orilla del embalse, a los que se dio cota con el MDT previo,

generado con las curvas de nivel del MTN histórico. Por último, a partir de esos nuevos datos de cota se generó un MDT con el mismo tamaño de píxel, pero con una mayor precisión altimétrica.

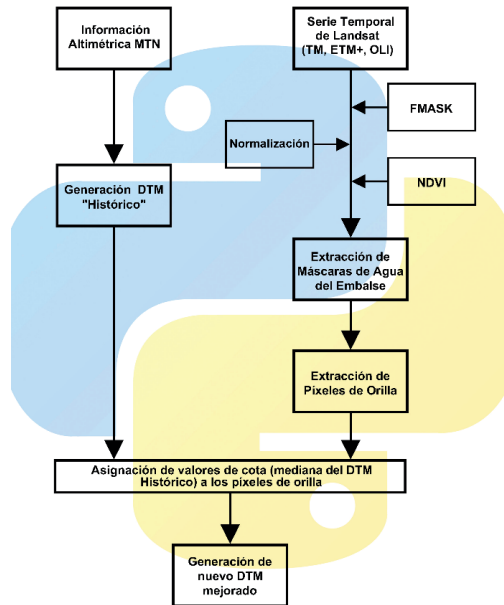


Figura 1. Esquema del proceso utilizado para tratar las imágenes de satélite.

2.1. FMASK

Sobre la serie de escenas Landsat creamos la máscara de nubes y sombra de nubes, mediante el software FMASK (Zhu *et al.*, 2015). Este software clasifica cada píxel de la imagen en las categorías de: Nubes, Sombra de nubes, Agua, Nieve y Terreno libre.

Es importante el contar con una buena máscara de nubes y sombra de nubes, ya que de lo contrario podrían confundirse con píxeles de orilla, y dar un mal resultado de cota a la hora cruzar la máscara de agua con el MDT previo.

Eliminamos todas las escenas con una cobertura de nubes sobre el embalse mayor al 5% y los píxeles clasificados como nubes y sombra de nubes se asignaron a NoData, para evitar que pudieran considerarse como píxeles de orilla.

2.2. Corrección radiométrica y normalización

Una vez descartadas las escenas con nubosidad sobre el embalse, procedimos a la corrección radiométrica de las imágenes para pasar de Niveles Digitales (DN) a reflectividad en superficie. Para ello utilizamos el Software Miramón, utilizando el módulo Corrad (Pons, X., Solé-Sugrañes, L. 1994). A continuación, normalizamos todas las escenas para obtener una máscara de agua comparable a lo largo de toda la serie temporal.

El método empleado para la normalización fue el de las Áreas Pseudo Invariantes (PIAs). Este método se basa en el hecho de que hay cubiertas en la superficie terrestre, cuya radiometría permanece relativamente invariable a lo largo del tiempo (p.ej. el mar o grandes masas de agua dulce, núcleos históricos de ciudades o grandes infraestructuras). Por tanto, se puede hacer una normalización de la radiometría de una escena, a partir de una regresión entre los valores presentes en esas PIAs con relación a una escena tomada de referencia (Yang y Lo, 2000).

Identificamos 29606 píxeles distribuidos en 7 tipos de PIA: Agua, Urbano, Minería, Aeropuertos y carreteras, Vegetación, Canchales y Suelos de montaña. Aplicamos dos criterios de calidad para poder normalizar una escena: a) el valor de r^2 en la regresión entre la banda de referencia y la banda a normalizar tenía que ser superior a 0,85; b) presencia de al menos 10 píxeles válidos en cada una de las PIAs seleccionadas.

Para la elección de la escena de referencia, se buscó una Landsat 7 (satélite más numeroso de la serie temporal) de verano entre los años 2000 y 2002 (centro temporal de la serie). De las nueve escenas que cumplían esta condición, se seleccionó la que presentaba la atmósfera más limpia, lo que se determinó mediante el estudio del histograma de las escenas. La imagen elegida fue la Landsat 7 del 12 de julio de 2000.

De las 234 escenas descargadas normalizamos 132, que empleamos para obtener los píxeles de la orilla.

2.3. NDVI

Este paso tuvo que realizarse dados los altos valores de clorofila presentes en el embalse. Que al igual que con el caso de las nubes, llegaban a confundir los píxeles de orilla. Para evitar este problema se generó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) de cada escena y se pasaron a NoData los píxeles con un valor de NDVI superior a 0,1.

2.4. Extracción de píxeles de orilla

Para extraer los píxeles de orilla, clasificamos cada imagen en tres valores: Agua, Tierra y NoData (en esta última categoría estarían los píxeles de nubes, sombras de nubes, NDVI >0,1 y bandas sin datos de Landsat 7). Automáticamente seleccionamos todos los píxeles donde había un contacto tierra/agua y generamos dos capas con información vectorial de ese contacto, una de puntos en el centroide de cada píxel y otra lineal en el borde externo de cada píxel. En el caso de la capa de líneas, utilizamos también un algoritmo de suavizado, para asemejar la línea de orilla a una curva de nivel.

Una vez obtenidas estas dos capas vectoriales, las cruzamos con el MDT previo para asignarles como valor de cota la mediana de los valores de cada píxel clasificado como orilla.

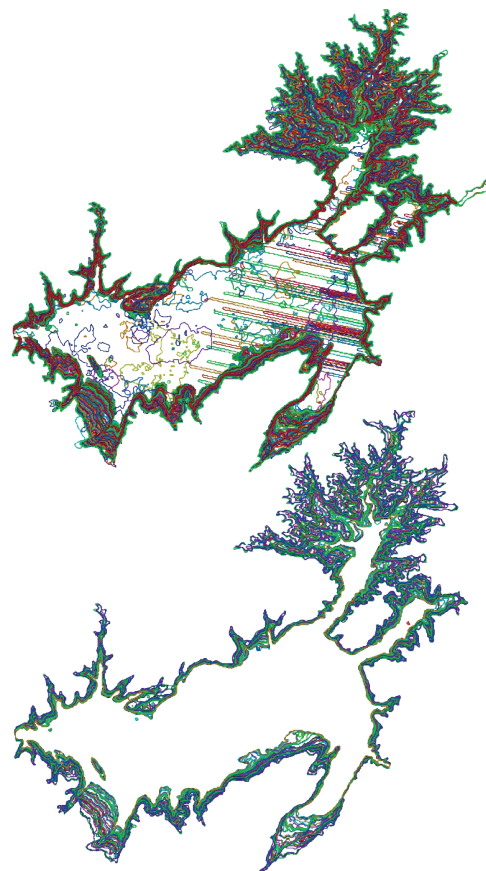


Figura 2. Comparativa de las curvas de orilla, sin discriminar nubes, gaps de Landsat 7 y ndvi (arriba) y discriminándolos (abajo).

Por último, combinamos la nueva información de cota (se testaron tanto las isolíneas como los puntos), con la información topográfica digitalizada del MTN. De este modo, generamos un nuevo MDT donde los valores de cota dentro de las zonas fluctuantes, se han enriquecido mucho por el aporte de la información de cota proveniente de las máscaras de agua generadas para toda la serie temporal analizada.

3. RESULTADOS

Los resultados se han validado de 2 formas distintas: Con un MDT LiDAR de la zona (año 2011, PNOA) y con datos tomados en campo con un GPS diferencial Leica 1200 (precisión centimétrica).

La primera validación se ha realizado generando una nube de 2200 puntos aleatorios, distribuidos en la zona fluctuante del embalse (cotas 296 a 316 m s.n.m.). Sobre esta nube de puntos se extrajeron los valores en el modelo LiDAR y se compararon con los obtenidos en el MDT previo, y en los MDTs generados con la información procedente de las máscaras de agua. Se probaron 4

metodologías para generar este nuevo MDT: TIN, TopoToRaster con puntos (TP_p), TopoToRaster con curvas (TP_cv) y TopoToRaster con curvas suavizadas (TP_cv_s).

Tabla 1. Errores medios en z de los distintos MDTs generados con relación al LiDAR.

Errores	MTN	TIN	TP_p	TP_cv	TP_cv_s
Medios	-0,94	-0,30	-0,76	0,00	-0,31
Medios Absolutos	3,05	0,80	0,85	2,37	1,58

Como se ve en la Tabla 1, el error medio absoluto del MTN con respecto al LiDAR ha sido de 3,053 m. Mientras que con los métodos TIN y TP_p el error medio fue de tan sólo 0,8 y 0,85 m respectivamente. En la Figura 3 se aprecia la dispersión de los errores con cada uno de los métodos empleados y con el MDT previo en relación al LiDAR.

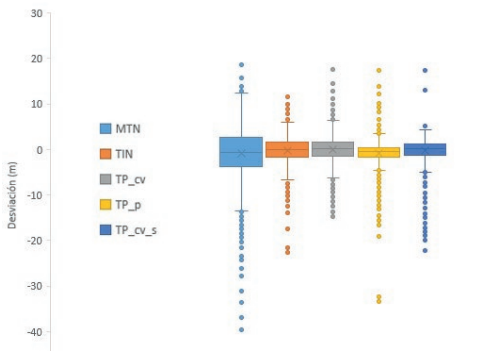


Figura 3. Comparativa de los errores con los distintos métodos empleados para generar el nuevo MDT.

La segunda validación se realizó sobre los 2 MDTs que dieron el valor de ajuste más alto (TIN y TP_p, junto con el MDT previo y el LiDAR). Estos MDTs se cruzaron con 2579 puntos tomados en varios transectos sobre el terreno. Los resultados de esta segunda validación arrojaron un valor medio del error absoluto de 1,23 m para TP_p frente a 1,68 m obtenido con TIN. Las cotas de los transectos frente al LiDAR obtuvieron un valor medio de 0,47 m y 1,93 m frente al MDT previo generado con la información del MTN.

Tabla 2. Errores medios de los distintos MDTs con relación a los datos de campo.

Estadístico	TP_p	TIN	MTN	LiDAR
Máximo	4,22	7,81	5,77	1,26
Mínimo	-2,36	-8,25	-22,16	-2,43
Rango	6,58	16,06	27,92	3,69
Media Absoluta	1,23	1,68	1,93	0,48

4. DISCUSIÓN

Demostramos que, partiendo de dos fuentes de información de baja resolución en z, es posible llegar a obtener un modelo más refinado. Este método puede ser muy útil para estimar con precisión la cota de puntos temporalmente cubiertos por una lámina de agua fluctuante, cuyas zonas bajas no estén cubiertas por ningún MDT. En cualquier caso, existe un compromiso, entre la superficie que se quiera analizar y la resolución espacial del sensor usado para obtener las máscaras de agua. Como norma general, cuanto más extensa sea la zona fluctuante y menor sea su pendiente, mayor utilidad y validez tendrán los resultados obtenidos. Por el contrario, en un cuerpo de agua cuyos límites sean muy verticales, esta metodología no aportaría mucho, ya que sólo se obtendrían una serie de puntos con la misma latitud y longitud, pero distinta cota.

En este estudio hemos utilizado la serie Landsat debido al amplio rango temporal que presenta. No obstante, sería posible buscar sensores con una mayor resolución espacial para afinar aún más el resultado final. Lo realmente importante es contar con muchas máscaras de agua a distintas cotas conocidas. En este sentido, los satélites Sentinel 2-A y Sentinel 2-B pueden proveer de una cantidad significativa de máscaras en poco tiempo, ya que la resolución temporal del sensor que llevan a bordo (MSI) es de cinco días, y su resolución espacial de 10 m de píxel. Del mismo modo, la información topográfica de partida también podría mejorarse, incluso dentro del ámbito de la cartografía histórica. En España, por ejemplo, el IGN tiene disponibles las minutas topográficas empleadas para generar el MTN 1:50.000.

5. BIBLIOGRAFÍA

Pons, X., Solé-Sugrañes, L. 1994. A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. *Remote Sens. Environ.*, 48, 191–204.

Yang, X., Lo, C.P. 2000. Relative radiometric normalization performance for change detection from multi-Date satellite images, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 66(8), 967-980.

Zhu, Z. et al. 2015. Improvement and expansion of the Fmask algorithm: Cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4-7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote Sensing of Environment*, 159, 269–277.

Modelización dunar mediante técnicas GPS de alta precisión (Gandia – Oliva)

Alborch, V., Santillana, D., Estornell, J., Martí, J.

Depto. Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría. Universitat Politècnica de València (Campus de Gandia).
Camino de Vera s/n 46022 Valencia.

vialfer@epsg.upv.es, dasanfre3@epsg.upv.es, jaescre@upv.es, jemarga@upv.es

Resumen: Este proyecto se centra en la modelización tridimensional de dos zonas dunares localizadas en Gandia y Oliva (Valencia, España), y en el posterior análisis de los resultados obtenidos. Se obtuvieron los datos de campo necesarios utilizando tecnología GPS-RTK y se analizaron diferentes métodos de interpolación, para la obtención del modelo tridimensional que presentara un menor error. Además, se procesaron datos LIDAR aéreo de la zona, del año 2009, para realizar a continuación una serie de análisis, contrastando ambos tipos de datos. Se realizaron análisis como la diferencia de volumen de material sedimentario, la posición del frente de duna, análisis de perfiles transversales de la zona, entre otros análisis. Tanto la representación de las zonas de estudio, como los posteriores análisis, contrastando ambos tipos de datos, proporcionaron información del estado, su evolución y características de las mismas.

Palabras Clave: Sistema dunar, técnicas GPS, modelo tridimensional, interpolación, LIDAR.

Abstract: *The main objective of this study is the 3D representation of two dunes in Gandia and Oliva (Valencia, Spain), and the analysis of the results reached. Firstly, measurement data were taken in field, using GPS-RTK technology, and afterwards, a comparison of interpolation methods were carried out in order to find the model with the minimum error. In addition, airborne LIDAR data from these areas (2009) were processed in order to compare both data types. Several analysis were done, such as, sediment volume difference, position of dunar break line, analysis of transverse profiles, etc. Both, the representation of these areas and the subsequent analyses, comparing data types, offer a view from the situation and characteristics of them and their possible evolution.*

Keywords: Dune system, GPS techniques, 3D model, interpolation, LIDAR.

1. INTRODUCCIÓN

En el litoral destaca la presencia de dunas, un sistema natural de protección de la costa que se crea con la acumulación de arena de forma suave y uniforme generada por la dinámica eólica. La presencia de las dunas abarca todo el litoral y actúa formando un cordón dunar cuya misión es la protección del ecosistema. Las características propias de dichas dunas, permiten la presencia de flora y fauna única que favorecen su existencia.

El litoral está gravemente afectado por la ocupación humana y el uso que se hace del mismo. Es por ello que el ecosistema litoral se ha degradado. Como ejemplo de dicho impacto ambiental, cabe destacar que antes de empezar el siglo XXI, se considera que un 95% de las dunas de la Comunidad Valenciana estaban destruidas (Costa *et al.*, 1989). Además, el litoral valenciano solo posee 60 km de dunas delanteras o *foredunes* (Hesp, 1981) de manera interrumpida por las construcciones presentes en la línea de costa, respecto a los 150 km de dunas transversales formando dos alineaciones más o menos paralelas desde las inmediaciones de la ciudad de Castellón hasta Denia (Sanjaume y Pardo, 1992).

El objetivo de este estudio fue utilizar mediciones realizadas utilizando un GPS-RTK (*Real Time Kinematic*) y datos LiDAR del sistema aéreo del PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea) para modelizar tridimensionalmente las dunas y extraer información relevante de ellas como línea del frente de duna,

perfiles transversales y analizar el volumen de arena, información de alto interés para analizar la evolución de estos ecosistemas.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio y datos

El estudio se realizó en dos zonas localizadas en los términos municipales de Gandia y Oliva (Valencia). Ambas áreas de estudio se encuentran dentro de la Red Natura 2000. Se trata de un espacio declarado como Zona de Especial Conservación (ZEC) y Lugar de Interés Común (LIC) (Dunas de la Safor, código ES5233038), por la relevancia de su hábitat y la necesidad de integrarlo en una red ecológica europea con el fin de conservar su biodiversidad.

La zona de Gandia (Figura 1) se encuentra en la parte norte de la playa de l'Ahuir, cerca de la desembocadura del río Vaca en Xeraco. Se trata de un área rectangular de 140×220 m cuya delimitación por coordenadas UTM zona 30 en el sistema de referencia ETRS89 (*European Terrestrial Reference System* 1989) son:

X (mín.)= 743604,63 ; Y (mín.)= 4324205,76

X (máx.)= 743836,28 ; Y (máx.)= 4324470,34.

La zona de Oliva (Figura 2) se encuentra en la zona sur de este municipio delimitada por las siguientes coordenadas:

X (mín.)= 755113,74 ; Y (mín.)= 4309645,25

X (máx.)= 755417,27 ; Y (máx.)= 4309910,80



Figura 1. Ubicación Zona de Estudio Gandia.



Figura 2. Ubicación Zona de Estudio Oliva.

Para llevar a cabo la representación de las dunas se utilizaron datos GPS y LiDAR. Los primeros se tomaron a partir de dos levantamientos topográficos utilizando un GPS modelo Leica System 1200 y empleando la metodología RTK (Peñaflor y Zayas, 2001). En total se tomaron unos 2500 y 3300 puntos GPS en Gandia y Oliva respectivamente, con una precisión inferior a 5 cm sobre zonas a lo largo del pie y la cresta de la duna primaria y secundaria, además de la zona interdunar. Los levantamientos se realizaron en enero del 2016. El posicionamiento en tiempo real con GPS-RTK se consiguen eliminar errores propios del sistema GPS a partir de dos o más instrumentos GPS. En nuestro caso, se han utilizado las correcciones diferenciales en tiempo real de la Red de Estaciones de Referencia de Valencia (ERVA), el mantenimiento de la cual está a cargo del Instituto Cartográfico Valenciano (ICV).

Los datos LiDAR utilizados en este estudio corresponden al PNOA-LIDAR del año 2009 y se descargaron del centro nacional de descargas del Instituto Geográfico Nacional (LiDAR-PNOA cedido por © Instituto Geográfico Nacional) <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp#>. Los datos se adquirieron entre agosto y septiembre del 2009 utilizando un sensor LMS-Q680-RIEGL con los siguientes parámetros de adquisición: altura media 1300 m.s.n.m., frecuencia de pulso 70 kHz, campo de visión transversal de la toma de puntos LIDAR (FOV) 60°, frecuencia de escaneado 46 Hz, velocidad promedio del avión 120 km/h y densidad promedio 0,7 puntos m².

2.2. Procesado datos GPS y LiDAR

Una vez realizados los dos levantamientos topográficos se analizaron diferentes métodos de interpolación con el objetivo de seleccionar el método que genera una representación continua y en 3D de mayor precisión. Los métodos de interpolación que se estudiaron fueron: IDW (*inverse distance weighting*), *Spline with Barriers*, *Topo*

to Raster, *TIN (triangulated irregular Surface)*, *Kriging* y *Natural Neighbor*.

El sistema de validación de las distintas interpolaciones consistió en crear una malla (16x22 m) y en el interior de cada celda se seleccionó un punto del levantamiento como se observa en la Figura 3.

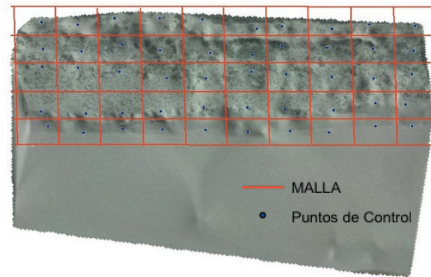


Figura 3. Puntos de control tomados a partir de cuadrícula de la malla.

Los puntos de control seleccionados fueron superpuestos con cada una de las modelizaciones realizadas para cada técnica de interpolación. De esta manera se calcularon las diferencias entre las elevaciones medidas in campo y los resultados de cada método para conocer qué modelo se adapta mejor a las zonas de estudio. Se seleccionó el método de interpolación con menor Error Cuadrático Medio (ECM) (Ecuación 1).

$$ECM = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Z_i - z_i)^2}{n}} \quad (1)$$

Donde Z_i es valor medido in campo con GPS; z_i es valor obtenido del MDE calculado y N número de puntos medidos.

Para obtener la representación tridimensional de las dunas mediante datos LiDAR en primer lugar se analizaron las diferencias en Z entre los puntos LiDAR

y GPS en zonas urbanas consolidadas y estables para comprobar que no hubiera errores entre ambos conjuntos de datos. Se eligieron 5 puntos en zonas asfaltadas de las urbanizaciones colindantes y se obtuvo una desviación estándar del LiDAR de unos 10 cm respecto a los 2 cm del GPS en Z. Por otro lado, antes de procesar los datos LiDAR se eliminaron puntos anómalos (*outliers*) con valores en las coordenadas Z muy diferentes al rango de valores dominantes en las zonas de estudio. Con los datos ya filtrados se generó una interpolación utilizando el mismo método de interpolación que el seleccionado tras el proceso de validación. Es importante recalcar que en este estudio se seleccionaron todos los puntos LiDAR, exceptuando posibles *outliers*, para obtener la modelización de la duna. La vegetación presente en la zona de estudio es baja, altura inferior a los 0,5 m, poco densa y concentrada en la zona interdunar siendo prácticamente inexistente en la primera estructura dunar donde se concentran los análisis realizados en este estudio.

Una vez obtenidos los diferentes modelos tridimensionales de las dunas se extrajeron las líneas del frente de duna en cada fecha y se compararon, se generaron varios perfiles transversales y se analizaron las diferencias en cota entre los dos modelos en las zonas de dunas. La zona de la playa no se tuvo en cuenta en estos análisis debido al carácter tan dinámico de estas áreas debido a los efectos de los temporales y el mantenimiento de las playas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El método de interpolación que mejor se adaptó de forma conjunta a las dos zonas de dunas fue el *Natural neighbor* con un ECM de 0,12 m y 0,17 m en las zonas de Gandia y Oliva, respectivamente.

En las Figuras 4 y 5 se observan los modelos 3D generados mediante el método de interpolación *Natural neighbor* para las zonas de Oliva y Gandia, respectivamente.

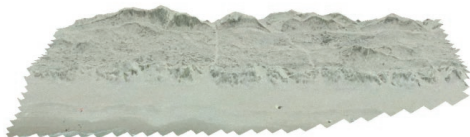


Figura 4. Modelización 3D de la zona de Oliva aplicando el método *Natural neighbor*.

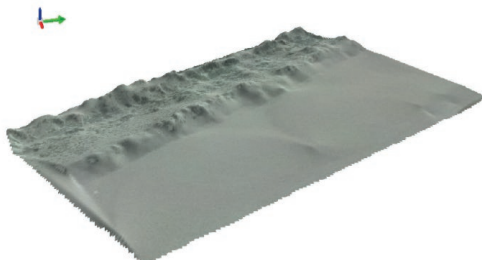


Figura 5. Modelización 3D de la zona de Gandia aplicando el método *Natural neighbor*.



Figura 6. Cresta dunar correspondiente a 2009 y a 2016 y superficie entre ambas en la zona de Gandia.

Centrando el estudio en la cresta dunar, se puede observar en la Figura 6 como se ha producido un notable avance del frente de duna delantero en la zona de Gandia, siendo la media de avance de 4,5 m. Respecto a las diferencias en altura, en el año 2009 la cresta dunar contaba con una altura mínima de unos 2,5 m y una altura máxima de unos 4,2 m siendo la altura media de 3,3 m. En cambio, en enero de 2016 se cuenta con una altura mínima inferior de unos 2,2 m pero una altura máxima superior de unos 4,5 m siendo la altura media de unos 3,6 m. Con esto se puede decir que el sistema dunar ha evolucionado y se hace visible en el crecimiento y desplazamiento de la duna delantera o *foredune*. La superficie total de avance es de 1167 m², corroborando que en la zona existe una acumulación de arena y un avance del frente dunar.

Así mismo, se realizaron una serie de perfiles transversales entre el modelo generado mediante GPS en 2016 y el generado mediante LIDAR correspondiente a 2009, y se observó que la duna secundaria es más estable puesto que está resguardada de la acción del viento, y la duna

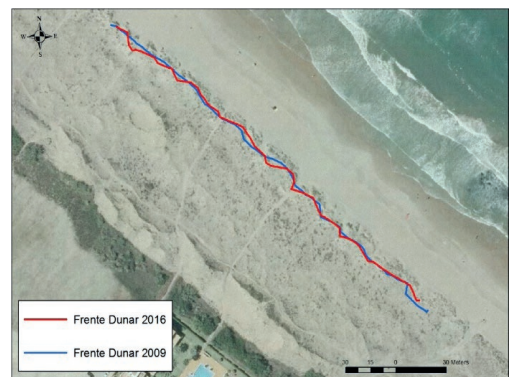


Figura 7. Cresta dunar correspondiente a 2009 y a 2016 en la zona de Oliva.

primaria ha ganado superficie dunar por acumulación de arena, desatancándose un efecto más notable en Gandia que en Oliva. También cabe destacar que los cambios no se dan por igual en toda la zona dunar como se observa en la Figura 8, signo del dinamismo de estos ecosistemas. En el caso de la duna de Oliva no se observó una tendencia clara con un desplazamiento negativo medio de -0,22 m intercalando zonas con avance positivo frentes otras con retroceso (Figura 7).

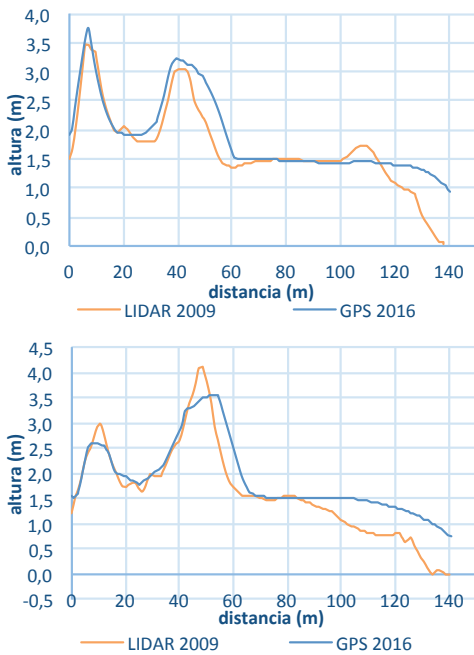


Figura 8. Gráficos correspondientes a dos perfiles transversales en la zona de estudio de Gandia.

4. CONCLUSIÓN

Los objetivos planteados en estos proyectos basados en la aplicación de técnicas GPS RTK en el cordón dunar de Gandia y Oliva, han demostrado poder llevarse a cabo de una forma sencilla y con muy buena precisión, que comparada con los datos LIDAR ha llegado a ser favorable en la escala de aplicación en la que se centra este estudio. De este proyecto se ha podido extraer el modelo de interpolación más adecuado y versátil para modelizar las dunas como es el método *Natural neighbor*. Además, se ha podido verificar que la línea de costa de la zona de estudio de Gandia presenta un claro avance mientras que en Oliva se puede decir que es una zona más o menos estable, así como que existe una evolución perceptible del frente de los cordones dunares. La combinación de técnicas de observación como las descritas en este estudio demuestran un potencial para monitorizar estos espacios de alto valor medioambiental.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto CGL2015-69906-R del Ministerio de Economía, Industria y Competitividad.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Costa, M., Stübing, G., y Peris, J. 1989. Vegetación litoral y continental. *Guía de la Naturaleza de la Comunidad Valenciana. Sec. 2*, 303-372.
- Hesp, P. A. 1981. The formation of shadow dunes. *Journal of Sedimentary Research*, 51(1).
- Peñafiel, J., Zayas, J. 2001. *Fundamentos del sistema GPS y aplicaciones en la topografía*. Colegio Oficial de IT en Topografía. Delegación de Madrid, Castilla-La Mancha., 135 pp.
- Sanjaume, E., Pardo, J. 1992. The dunes of the Valencian coast (Spain): Past and present. In *Proceedings of the third European dune congress*, Galway, IE.

Análisis geomorfológico en la cuenca inferior del río Luna (España)

Martínez-Cantó, R. ⁽¹⁾, Cadenas Sánchez, M. J. ⁽²⁾, Hidalgo, A. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Dpto. Ingeniería Geológica y Minera, ETSI Minas y Energía. Universidad Politécnica de Madrid. C/Ríos Rosas, 21. 28003 Madrid. raquel.martinez.canto@alumnos.upm.es; arturo.hidalgo@upm.es

⁽²⁾ ETSI Informática. Universidad de Sevilla. Av. Reina Mercedes s/n. 41012 Sevilla. mariajesuscadenas@gmail.com

Resumen: Los riesgos geológicos y los desastres naturales asociados a ellos, constituyen una problemática de gran interés, debido a las graves consecuencias que pueden conllevar. Entre estas situaciones presentan particular importancia las inundaciones fluviales, que son fenómenos recurrentes en el mundo, tal y como indican las estadísticas. El trabajo que se presenta aquí contiene el análisis previo que debe realizarse en todo estudio de inundaciones, es decir, el estudio geomorfológico del área. En este caso se realiza un estudio de fotografías aéreas históricas para comprobar si ha habido algún cambio importante en la dinámica fluvial y en los usos del suelo, además se realiza un trabajo de informatización y digitalización de toda la información por medio de sistemas de información geográfica. Al mismo tiempo que se llevan a cabo estos trabajos, se establece una metodología clara para su uso en problemas de la misma índole. La zona en la que se ha basado el estudio está situada al norte de León. Se trata de estudiar el comportamiento del río Luna. Es un área de 18 km² aproximadamente, a los pies de la Cordillera Cantábrica.

Palabras clave: fotogrametría, geomorfología, inundaciones fluviales, metodología.

Geomorphological analysis in the lower basin of the Luna River (Spain)

Abstract: *The geological risks and the natural disasters associated to them are a problem of great interest, due to the serious consequences that can have. Among these situations, river floods, which are recurrent phenomena in the world, are of particular importance, as statistics indicate. The work presented here contains the previous analysis that must be carried out in any study of floods, that is, the geomorphological study of the area. In this case, a study of historical aerial photography is carried out to check if there has been significant changes in river dynamics and land uses. In addition, a work of computerization and digitalization of all information through geographic information systems is performed. At the same time that these works are fulfilled, a clear methodology is established for their use in problems of the same nature. The area in which the study is based is located in the north of the province of Leon. It is a question of studying the behaviour of the river Luna. It is an area of approximately 18 km², at the foot of the Cantabrian Mountain Range.*

Keywords: *Photogrammetry, geomorphology, river floods, methodology*

1. INTRODUCCIÓN

El punto de partida de cualquier análisis de dinámica fluvial y del comportamiento de los ríos ante un episodio de gran avenida es siempre un estudio de los elementos geomorfológicos que definen y acompañan a dicho río.

Este estudio es un paso preliminar para el estudio del río Luna en caso de avenida extrema, ya que se han registrado diversos casos de este tipo que crearon problemas de pérdidas importantes en la zona.

Los objetivos de este trabajo son: 1) analizar las características morfológicas del relieve derivadas de la actuación de los procesos fluviales en el río Luna; 2) establecer los factores que controlan la morfología fluvial en el sector más occidental de la zona Astur-Occidental Leonesa; 3) conocer las variaciones antropogénicas habidas en la zona y su grado de influencia en la dinámica fluvial.

Al igual que en el resto de la Cordillera, la disposición de las alineaciones montañosas están relacionadas con la presencia de las fallas inversas del Terciario (Jiménez – Sánchez, 1999) y provocan la instalación de una red hidrográfica por angostos valles donde se evidencia la

altura de los hielos a unos 1000 m en la última etapa glaciar (Jiménez – Sánchez, 1996).

1.1. Marco geográfico y geológico

La zona de estudio está situada al noroeste de la provincia de León. Se trata del río Luna que, en su base, confluye con el río Omaña para formar el río Órbigo. El relieve, en la parte superior, es muy abrupto, mientras que en el tramo inferior apenas existe pendiente. El clima es templado y húmedo, superando en cabecera los 1300 L/m² de precipitaciones.

Desde el punto de vista geológico, el área se encuentra en la región más occidental de la Cordillera Cantábrica, la llamada región Astur-Occidental Leonesa, concretamente en la parte sur del pliegue en rodilla que cierra la cordillera. El sustrato, por tanto, presenta una gran variedad litológica y está compuesto por rocas con edades entre el Cámbrico y el Ordovícico presentes en las formaciones Herrería, Láncara y Oville (Cámbrico) y Barrios (Ordovícico). Las formaciones Herrería y Oville son areniscas con intercalaciones de arcillitas; la formación Láncara está dividida en varios miembros

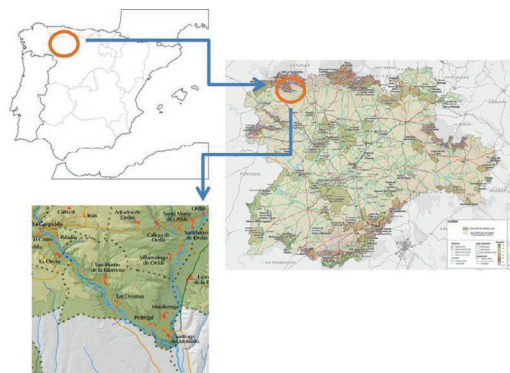


Figura 1. Localización de la zona de estudio (extraído de Martínez-Cantó e Hidalgo, 2016).

representados de inferior a superior por dolomías, calizas y calizas *griotte*; mientras que la formación Barrios está compuesta por areniscas de cuarzo, es decir, cuarzoareniscas o cuarcitas, las rocas más resistentes de cuantas nos encontramos en el área de estudio.

Desde el punto de vista tectónico puede destacarse la existencia de cabalgamientos debidos a la orogenia varisca que sufrió la Península Ibérica, y que muestran un trazado afectado por los pliegues transversales a sus trazas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para poder realizar un estudio geomorfológico debemos consultar previamente la información disponible por medio de la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD), ya que la cuenca a estudiar se encuentra situada en la misma. Así se ha obtenido las medidas del río (longitud de cauce, área de la cuenca, etc.).

Por este medio, se consultan los mapas de ordenación para poder establecer un recuento de número de los cauces de cada orden y conocer así la jerarquización de la red. Además, con toda esta información se describe la dinámica de la cuenca (drenaje, densidad, relaciones de bifurcación...). Estos parámetros se han analizado siguiendo los estudios de Howard, Schumm y Strahler.

Otro paso a realizar siempre es el estudio de la dinámica en los últimos años, por medio del análisis de fotografías aéreas, consultadas a través del Instituto Geográfico Nacional. En la zona estudiada encontramos este tipo de instantáneas de los vuelos: norteamericano serie A años 1945-46, norteamericano serie B años 1956-57, internacional años 1973-1986, PNOA 2014. Todos ellos se han comparado para ver los cambios en la dinámica fluvial y la antropización de la zona de estudio que puedan haber afectado más.

Completando estos estudios, se ha relacionado algunos parámetros morfométricos con la geología, de tal forma que se tenga una visión más global de la interacción del sistema.

3. RESULTADOS

3.1. Análisis morfométrico

Según el método de jerarquización de la red, da como resultado un orden 9 para el río. Para este análisis se han consultado los datos recogidos en los mapas del Plan Hidrológico de Cuenca, 2015 – 2020, tal y como se ha comentado anteriormente.

Para el estudio de los órdenes y la cuantificación y representación gráfica del número de tramos de cauce de cada orden (N_i), obtendremos la relación de bifurcación (R_b) de acuerdo con Schumm (1956).

Tabla 1. Valores de canales según el orden de Strahler y la relación de bifurcación.

RÍO LUNA		
ORDEN DE STRAHLER	NÚMERO DE CANALES (N_i)	R_b
1	-	-
2	-	-
3	-	-
4	-	-
5	274	2.9462
6	93	4.8947
7	19	2.7142
8	7	7
9	1	-
10	-	-
TOTAL	394	Media: 4.3887

La cuantificación del número de tramos de cauce de cada orden demuestra que se cumple la ley de Horton (1945). Al encontrarse la relación de bifurcación entre 3 y 5, es de orden normal y muy similar al obtenido para otras cuencas de montaña en España (López Bermúdez *et al.*, 1988; Jiménez Sánchez, 1999).



Figura 2. Río Luna (N-S) hasta la confluencia con el río Omaña (NO-SE), y clasificación de cauces de su subcuenca por el orden de Strahler (extraído de Plan Hidrológico de Cuenca, CHD).

Para conocer la disposición de cauces y la densidad de drenaje debemos observar la red y diferenciar las distintas partes, si las hubiera. La densidad de drenaje se ve a simple vista (cantidad de cauces), y es alta. Por otra parte, la disposición de los cauces, es decir, la forma en la que confluyen, puede ser diferente también. Se puede observar que, en general, la parte norte del río Luna tiene unos ángulos de confluencia bastante rectos, mientras que

el resto de red tiene ángulos de confluencias de pequeño valor, formando ángulos agudos. Si comparamos con la Figura 3, podemos ver que corresponden a los tipos de drenaje dendrítico y rectangular, tal y como los definió Howard (1967).

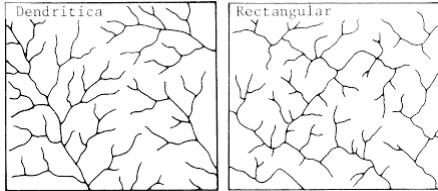


Figura 3. Disposiciones diferentes del drenaje (según Howard, 1967).

En efecto, el tipo rectangular puede ser el existente en la parte norte, mientras que el resto responderá a un drenaje dendrítico. Según Howard, un tipo rectangular está altamente relacionado con un control estructural fuerte, dirigido por fallas y pliegues. El drenaje dendrítico, por su parte, es consecuencia de una estructura con capas horizontales o de pequeño buzamiento.

Si observamos la geología de la zona, veremos cómo esta interpretación de Howard es más que plausible para esta área. La parte norte responde a materiales paleozoicos más resistentes que sufren un gran control tectónico por estar situados en la llamada rodilla astúrica.

Los parámetros geométricos también permiten conocer más a fondo la geomorfología. En este caso, la cuenca del río Luna mide 76,82 km e incluye un área de 740 km².

3.2. Factores litológicos

Como se ha comentado brevemente, el río Luna discurre por dos grupos de formaciones bien diferenciadas. El primero de ellos, el situado más al norte y, por tanto, en la cabecera de la cuenca, está compuesto por materiales paleozoicos de distintas resistencias: las cuarcitas de la formación Barrios y Barcaliente (cuarcitas y calizas) con laderas escarpadas de más de 60 grados de pendiente, y las formaciones de esquistos y pizarras del proterozoico, mucho menos resistentes a la erosión con laderas de poca pendiente. El segundo grupo, ya en el tramo final del río Luna, está formado por rellenos cuaternarios sobre materiales blandos y de poca resistencia a la erosión.

Las rocas más resistentes favorecen la instalación de hoces y desfiladeros con grandes pendientes. Mientras que las formaciones menos resistentes favorecen las redes dendríticas y valles abiertos, de forma que se instalen las llanuras aluviales tal y como se puede observar en la Figura 4.

Además, en la parte inicial del río, éste toma una dirección aproximada de NO – SE, a favor de los contactos litológicos y las fracturas presentes en los materiales paleozoicos.

Como destaca en el tramo final del río, el lecho está formado por grava confirma la situación de una zona de transporte y rellano de cabecera, indicando un área

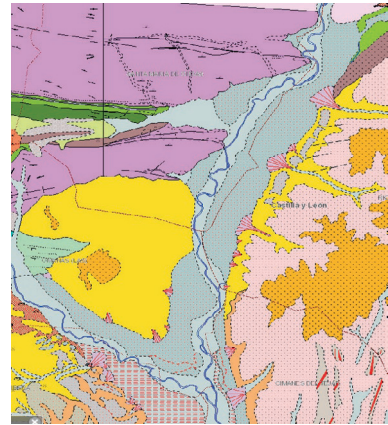


Figura 4. Detalle de la cartografía del tramo final del río Luna (extraído del visor IGME). En este detalle se pueden ver los abanicos aluviales sobre material paleozoico de areniscas y pizarras (color amarillo).

intermedia de intensidad de procesos erosivos, donde se depositan sedimentos de tipo medio transportados por episodios de avenidas con altas velocidades de agua.

3.3. Análisis fotogramétrico

Al analizar las fotografías aéreas de la zona de estudio (Figuras 5, 6 y 7), encontramos algunos cambios en la dinámica fluvial, aunque en general se observa que el comportamiento de la zona respeta sus formas primitivas, no habiéndose ampliado la zona urbana.



Figura 5. Zona de estudio en la ortofoto del vuelo norteamericano, años 1945-1946.

Podemos observar cómo se aprecian cambios en las construcciones antrópicas de la zona, especialmente alrededor de Mataluenga, ya que en las dos últimas fotografías se puede ver el aumento de caminos rurales. También se observan cambios en el trazado del río, ya que han desaparecido algunos canales secundarios del mismo.



Figura 6. Zona de estudio en la ortofoto del vuelo internacional, campaña de los años 1973-1986.

Además, se nota un aumento del área de cultivo, que limita más la zona inundable del río, especialmente en el margen izquierdo. Estos terrenos son los que, principalmente, se ven afectados por las crecidas y, por tanto, deben indemnizarse por pérdidas agrícolas.



Figura 7. Zona de estudio presente en la ortofoto PNOA, 2014.

4. CONCLUSIONES

La caracterización morfométrica y el estudio fotogramétrico del área de estudio indica que es una típica cuenca de río de montaña, con una gran cantidad de afluentes que evitan la laminación de agua frente a las avenidas.

También queda patente que, aunque la zona no ha sufrido una evolución urbanística, sí ha tenido un importante desarrollo agrícola que ha modificado el área de influencia del río (zona de inundaciones). Así mismo, queda patente que la morfología fluvial está altamente condicionada por la variedad litológica.

5. BIBLIOGRAFÍA

Horton, R.E. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geol. Soc. Amer. Bull.*, 56, 275-370.

Howard, A.D. 1967. Drainage analysis in geologic interpretation: a summation. *Bull. AAPG*, 51, 2246-2259.

Jiménez – Sánchez, M. 1996. El glaciario en la cuenca alta del río Nalón: una propuesta de evolución de los sistemas glaciares cuaternarios en la cordillera Cantábrica. *Rev. Soc. Geol. España*, 9(3-4), 157-168.

Jiménez – Sánchez, M. 1999. Geomorfología fluvial en la cabecera del río Nalón (Cordillera Cantábrica, Noroeste de España). *Trabajos de Geología*, 21:189-200.

López – Bermúdez, F. et al. 1988. Geometría de cuencas fluviales: las redes de drenaje del Alto Guadalestín. Proyecto LUCDEME IV, *Monografías*, 50, ICONA.

Martín, J.I., Martín, J.C. 1995. Aproximación al Paleolítico Inferior en los valles de Benavente: el valle del Órbigo. *Brigencio*, 4, 17-49.

Martínez – Cantó, R., Hidalgo, A. 2016. Modelización de inundaciones fluviales con iber. Caso práctico de Santiago del Molinillo (León). *Revista de las Ciencias Geomáticas*, 34, 7-12.

Visor IGME: <http://info.igme.es/visorweb/> Consultado a fecha 17/05/2017



SECCIÓN 08

Procesado y análisis de imágenes

Influencia de la resolución del MDE en la calidad de la corrección topográfica de imágenes de satélite

Sola, I., Álvarez-Mozos, J., González-Audicana, M.

Dpto. de Proyectos e Ingeniería Rural. Universidad Pública de Navarra, Campus Arrosadía s/n. Edificio Los Olivos.
Pamplona 31006 (Navarra). ion.sola@unavarra.es

Resumen: La corrección del efecto topográfico en imágenes de satélite adquiridas en zonas montañosas es de gran importancia cuando se desea extraer información relativa a las cubiertas presentes en éstas. En los últimos años la disponibilidad de modelos digitales de elevaciones (MDE) derivados de vuelos fotogramétricos, sensores radar o vuelos LIDAR ha crecido exponencialmente. Diversos estudios sugieren que un MDE de una resolución espacial inferior a la de la imagen a corregir no elimina por completo el efecto que el relieve tiene en la radiancia que detecta un sensor remoto. En este trabajo se ha estudiado la sensibilidad de la corrección topográfica no sólo a la resolución del MDE, sino también al uso de herramientas de suavizado que minimicen la presencia de valores aberrantes en imágenes corregidas en zonas de relieve muy abrupto. Los resultados obtenidos indican una mejor corrección del efecto topográfico con MDEs de mayor resolución y precisión altimétrica. Además el uso de técnicas de suavizado del MDE, como aumentar el tamaño del kernel empleado en el cálculo de la pendiente y la orientación de cada pixel de la imagen, no ofrece mejoras significativas si el MDE es de alta resolución espacial y precisión altimétrica. Por el contrario, los resultados al usar un MDE de menor resolución mejoran claramente al aplicar estas técnicas de suavizado que permiten minimizar los problemas generados por los errores del MDE o por errores de registro con la imagen a corregir.

Palabras clave: Corrección topográfica, MDE, kernel, resolución espacial.

Influence of the resolution of the DEM on the quality of the topographic correction of satellite images

Abstract: The correction of the topographic effect on satellite images acquired over mountainous regions is essential to extract reliable land cover information. In the last years, the availability of Digital Elevation Models (DEM) derived from photogrammetry, radar satellite sensors or airborne laser scanning (LIDAR), has grown exponentially. Several studies suggest that the use of DEM with a spatial resolution lower than the resolution of the image to correct does not completely remove the effect of the relief on the radiance detected by a remote sensor. In this work the sensitivity of topographic correction to the resolution of the DEM has been studied. Besides, the impact of DEM smoothing on the topographic correction of images acquired in a rough relief area has been analysed. The obtained results show an enhanced topographic correction using a DEM of higher spatial resolution and altimetric accuracy. Furthermore, the use of smoothing techniques, based on higher kernel size to calculate terrain slope and aspect from the DEM, were found to offer no significant improvement for high resolution DEM. On the contrary, the results using lower resolution DEMs improved significantly when these smoothing techniques were used, thus minimizing issues related to DEM errors or mis-registration between DEM and the image to correct.

Keywords: Topographic correction, DEM, kernel, spatial resolution.

1. INTRODUCCIÓN

La utilidad de las imágenes captadas por sensores remotos en zonas con relieve abrupto se ve limitada por las diferencias en la irradiancia solar incidente que introduce la topografía. Estas diferencias condicionan la radiancia que detecta el sensor, haciendo que ésta no dependa únicamente del comportamiento reflectivo de las cubiertas de una determinada zona, sino también de la pendiente y orientación de las laderas en las que se ubican. Este efecto, conocido como efecto topográfico, condiciona la calidad de los productos derivados de imágenes de satélite en aplicaciones tales como cartografía de usos y cubiertas, detección de cambios o estimación de parámetros biofísicos, especialmente en zonas montañosas.

A lo largo de las últimas décadas se han propuesto multitud de métodos para corregir los efectos del relieve

en la radiometría de las imágenes de satélite, cada uno de ellos con sus fortalezas y limitaciones. Los métodos empleados más frecuentemente para corregir el efecto del relieve requieren un MDE. A partir de éste es posible calcular las condiciones de iluminación de cada pixel de la imagen, en base al ángulo de incidencia solar ($\cos\gamma_i$) que depende del relieve del terreno (pendiente y orientación) y de la posición del sol en el lugar y momento de adquisición de la imagen.

En este trabajo se ha estudiado la sensibilidad de la corrección topográfica no sólo a la resolución del MDE, sino también a la calidad del mismo y al uso de herramientas de suavizado que eviten la generación de valores aberrantes en imágenes corregidas en zonas con relieve muy abrupto. En concreto, el estudio realizado se basa en la corrección topográfica de una imagen Sentinel-2 empleando tres MDE distintos. Con cada

uno de los MDE se aplica un kernel de 3×3 , 5×5 y 7×7 píxeles para calcular los productos derivados del MDE (pendiente y orientación del terreno) de manera que la combinación de tamaño de kernel y fuente del MDE da lugar a 9 opciones de corrección topográfica.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los análisis se han hecho en una zona del nordeste de Navarra correspondiente a la hoja 116 del MTN50, con unas dimensiones de $28,2 \times 19,9$ km.

2.1. Imagen Sentinel-2

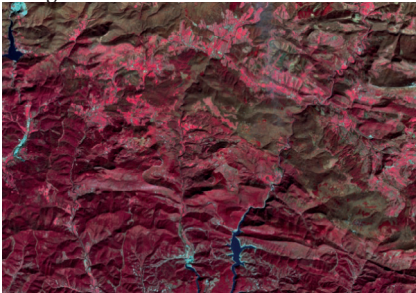


Figura 1. Imagen Sentinel-2 sin corregir.

Se ha escogido una imagen del 10 de marzo de 2017, y a partir del nivel 1C suministrado por la ESA (reflectividad del techo de la atmósfera) se ha pasado a nivel 2-A (reflectividad del terreno) mediante el módulo SEN2COR de SNAP.

Tabla 1. Características de la imagen Sentinel-2.

Parámetros	Valor
Fecha de adquisición	10/03/2017
Hora	10:58:41
Ángulo acimutal solar (°)	157,80
Ángulo de elevación solar (°)	40,77

La corrección se ha llevado a cabo únicamente para las bandas 2 (azul), 3, (verde), 4 (rojo) y 8 (infrarrojo cercano), todas ellas a una resolución espacial de 10 metros.

2.2. Modelos digitales de elevaciones

Para este trabajo se han escogido tres MDE distintos. Por un lado, se ha escogido el MDE de 5 metros del Instituto Geográfico Nacional (IGN) obtenido por interpolación a partir de la clase terreno de vuelos LIDAR del PNOA (IGN5) con un $RMSZ \leq 0,50$ m, y el MDE de 25 metros (IGN25) del IGN obtenido por interpolación del IGN5, con un $RMSZ \leq 2$ m. Por otro lado, se ha escogido el MDE de Shuttle Radar Topography Mission con una resolución espacial de un arcosegundo, aproximadamente 30 metros (SRTM30), y un RMSZ para Eurasia de 3,7 metros (Rodríguez et al., 2005), al ser gratuito y disponible a nivel mundial.

2.3. Método de corrección topográfica

Para el presente trabajo se ha seleccionado el algoritmo SCS+C (Soenen et al., 2005), al dar buenos resultados en estudios previos y ser sencillo de implementar. Al igual que otros métodos semi-empíricos, el SCS+C incluye

en su formulación el cómputo del coseno del ángulo de iluminación, ($\cos\gamma_i$), de cada píxel de la imagen a corregir. Para calcular este $\cos\gamma_i$ es necesario conocer la pendiente y orientación de cada píxel, por lo que hay que partir de un MDE que se superponga con la imagen a corregir.

2.4. Evaluación de resultados

Se compararon los resultados obtenidos visualmente, y se emplearon dos criterios de evaluación estadísticos para determinar la calidad de cada una de las correcciones topográficas. En primer lugar, se calculó la reducción en la dependencia de la iluminación sobre la reflectividad del terreno, medida a través del R^2 de la regresión lineal entre $\cos\gamma_i$ y cada banda antes y después de la corrección. En segundo lugar se midió la homogeneización de la respuesta espectral de dos cubiertas representativas de la zona de estudio (pino silvestre y pastizales) mediante la reducción del rango intercuartil (IQR) de las citadas cubiertas tras la corrección. Para este último criterio se han seleccionado las dos cubiertas más abundantes de la zona de estudio, a partir del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de Navarra.

3. RESULTADOS

3.1. Análisis visual

El análisis visual de las imágenes corregidas muestra una adecuada corrección del efecto del relieve, aunque sigue observándose un efecto residual en algunas zonas que el método SCS+C no alcanza a corregir (Figura 2).

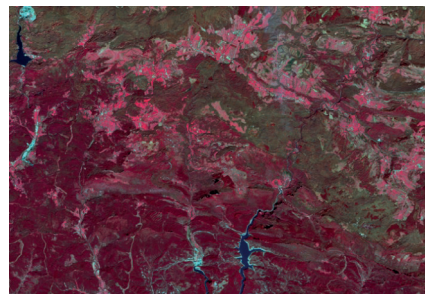


Figura 2. Imagen corregida con el método SCS+C, usando el MDE IGN5, y un kernel de 3×3 .

Si analizamos una zona de detalle (Figura 3) se observan valores aberrantes en los cambios de pendiente como aristas y vaguadas, probablemente fruto de un error de registro entre imagen y MDE. Estos valores aberrantes desaparecen en cierta medida al usar un kernel mayor (Figura 3c, e, g), ya que esto lo que hace es suavizar el relieve, perdiendo resolución espacial, pero al mismo tiempo evitando la aparición de valores aberrantes que alteran la radiometría original de la imagen.

Los resultados obtenidos por los MDE IGN25 y SRTM30 son claramente peores, ya que el análisis visual muestra la aparición de un efecto cuadrícula fruto del empleo de un MDE con menor resolución espacial que la de la imagen a corregir. Este efecto se ve suavizado al emplear un tamaño de kernel mayor.

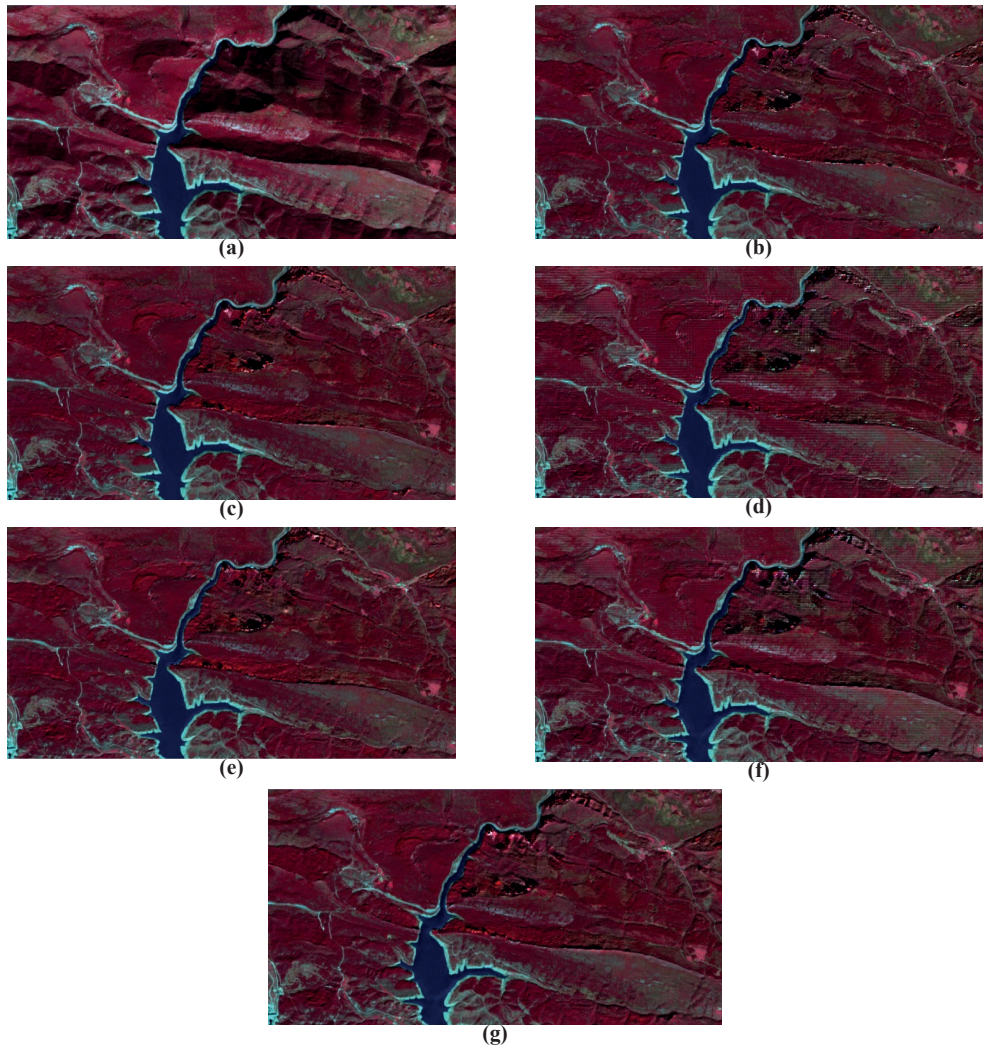


Figura 3. Zona de detalle de (a) Imagen sin corregir, y (b) Imagen corregida con SCS+C, usando MDE IGN5 y un kernel de 3x3 (c) MDE IGN5 y un kernel de 7x7 (d) MDE IGN25 y un kernel de 3x3 (e) MDE IGN25 y un kernel de 7x7 (f) MDE SRTM30 y un kernel de 3x3 (g) MDE SRTM30 y un kernel de 7x7.

3.2. Análisis de correlación

Los resultados de la regresión lineal entre la reflectividad de cada banda y $\cos\gamma_i$ reflejan una correcta eliminación del efecto del relieve. En la tabla 2 se muestran los resultados para la banda 8 (infrarrojo cercano), observándose una reducción importante del R^2 , siendo ligeramente mayor esta reducción en las opciones que han empleado el MDE IGN5.

Tabla 2. R^2 de $\cos\gamma_i$ frente a reflectividad de la banda 8.

	k3	k5	k7
Original		0.644	
IGN 5	0.0018	0.0073	0.0117
IGN 25	0.1548	0.0090	0.0287
SRTM 30	0.1350	0.0682	0.1005

En los otros dos MDE, cuando se emplea un tamaño de kernel de 3x3 se aprecia un R^2 mayor, señal de un efecto residual del relieve en la imagen corregida, pero este problema se reduce al emplear un kernel mayor, de 5x5 o 7x7.

Este efecto residual se observa claramente en los *scatterplots*, que muestran una correlación positiva entre $\cos\gamma_i$ y reflectividad de la banda 8 sin corregir (Figura 4a), que se reduce en gran parte tras la corrección que emplea el MDE IGN5 (Figura 4b), pero en menor medida al emplear el MDE IGN25 (Figura 4c).

3.3. Reducción de IQR

Un procedimiento habitual para evaluar el rendimiento de la corrección topográfica es medir la reducción de la

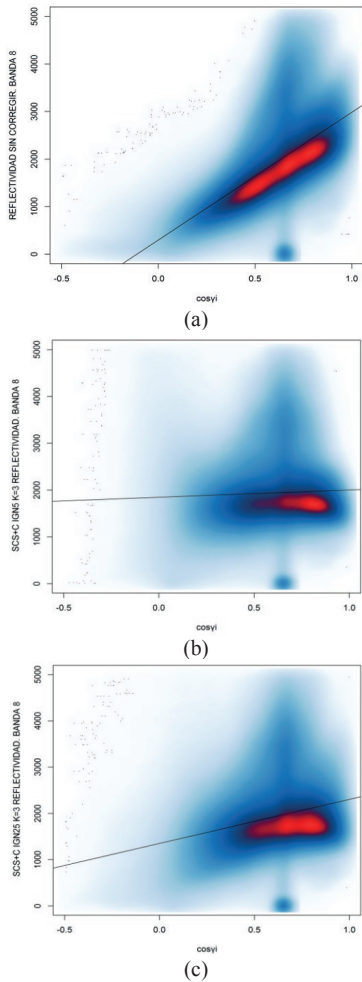


Figura 4. Scatterplot de la reflectividad ($\times 10.000$) de la banda 8 frente a $\cos\gamma$, para (a) Imagen sin corregir (b) Imagen corregida con MDE IGN5 y kernel de 3×3 , y (c) Imagen corregida con MDE IGN25 y kernel de 3×3 .

varianza de las cubiertas tras la corrección. Idealmente, la corrección debería dar como resultado cubiertas espectralmente más homogéneas, independientes de las condiciones de iluminación de cada píxel. Para ello, en este trabajo se ha medido el IQR (menos sensible a la presencia de valores aberrantes que la desviación estándar) de dos cubiertas típicas de la zona de estudio: Pastizales y pino silvestre.

En la figura 5 se observa como en todos los casos se ha producido una reducción de IQR de las cubiertas, de entre un 30 y un 50% para el pino silvestre y entre un 5 y un 15% para los pastizales. En todos los casos los resultados son ligeramente superiores al emplear el MDE IGN5, mientras que los resultados con los otros dos MDE son algo peores al emplear un kernel de 3×3 pero mejoran al usar un tamaño de kernel mayor.

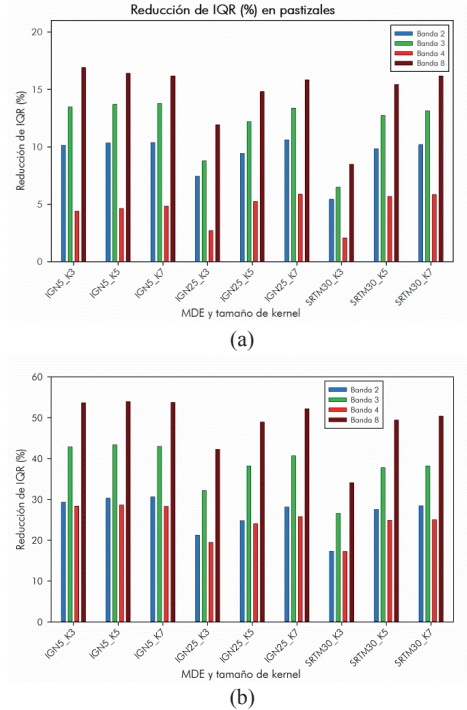


Figura 5. Reducción de IQR de dos cubiertas características, (a) Pastizales, y (b) Pino silvestre.

4. DISCUSIÓN

Todas las opciones de corrección topográfica corrigieron en gran medida el efecto del relieve en la imagen original. Los mejores resultados obtenidos empleando el MDE IGN5 demuestran la importancia de emplear un MDE de resolución espacial igual o mayor a la de la imagen a corregir, en línea con los resultados de estudios previos [Zhang et al., 2015]. No obstante, en caso de que no se disponga de uno, los resultados de este trabajo sugieren que es recomendable usar un tamaño de kernel mayor para evitar la aparición de valores aberrantes tras la corrección topográfica.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto PyreneOS EFA 048/15. Este proyecto ha sido cofinanciado al 65% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A España-Francia- Andorra (POCTEFA 2014-2020).

6. BIBLIOGRAFÍA

Rodríguez, E. et al., 2005. Technical Report JPL.D-31639, Jet Propulsion Laboratory, Pasadena, California, 143.
 Soenen, S.A., et al., 2005. SCS+C: A modified sun-canopy-sensor topographic correction in forested terrain. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43, 2148-2159.
 Zhang, Y., et al., 2015. Sensitivity of topographic correction to the dem spatial scale. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 12, 53-57.

Esquema de teselado GoogleMapsCompatible TileMatrixSet: un estándar “de facto” para la interoperabilidad y el procesado multirresolución de datos de teledetección

Villa, G. ⁽¹⁾, Fernández, X. ⁽²⁾, Hernández, D. ⁽³⁾, Tejeiro, J. A. ⁽¹⁾, Villena, A. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Unidad de Observación del Territorio, Instituto Geográfico Nacional, Ministerio de Fomento, c/ General Ibáñez de Ibero 3, 28003 Madrid, España. gmvilla@fomento.es, jatejeiro@fomento.es, avillena@fomento.es

⁽²⁾ Secretaría General, Instituto Geográfico Nacional, Ministerio de Fomento. xfernandez@fomento.es

⁽³⁾ Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Castilla la Mancha. david.hernandez@uclm.es

Resumen: Los flujos de trabajo habituales hoy en día para el archivo, procesado y disseminación de los datos de teledetección son extremadamente ineficientes, padeciendo de graves problemas en cuanto a calidad e interoperabilidad de los datos: necesidad de aplicar múltiples reproyecciones y remuestreos, desalineado de los píxeles en distintos niveles de la pirámide, etc. Estos problemas hacen muy difícil, cuando no imposible, el análisis de series multitemporales de imágenes, la interoperabilidad de datos de diferentes sensores, el procesado multirresolución o el procesado eficiente en “near real time” de fenómenos muy dinámicos. Para afrontar estos problemas, que están lastrando de forma importante el desarrollo de la teledetección operacional, es imprescindible empezar por definir un esquema de teselado fijo para toda la Tierra (o la zona de trabajo), en forma de “malla anidada”. En los últimos tiempos ha surgido un estándar “de facto” en este sentido: el “Google Maps Compatible Tile Matrix Set”, empleado por Google Maps, Windows Maps, ArcGIS Online, Open Street Map, Mapbox, Carto y un gran número de otros proveedores de datos y APIs geográficos. Aunque este esquema de teselado surgió en el campo de los mapas y SIG en la web, se está empezando a aplicar con éxito en plataformas “cloud” de procesado masivo multirresolución de datos de teledetección. La plataforma de este tipo más conocida es Google Earth Engine, pero están surgiendo muchas nuevas plataformas basadas en los mismos principios y soluciones. En este artículo se explican los problemas que intenta resolver este esquema de teselado, sus particularidades y las implicaciones de su utilización para datos multitemporales, multisensor y multirresolución.

Palabras clave: esquema de teselado, Web Mercator, Google Maps Compatible TileMatrixSet

GoogleMapsCompatible TileMatrixSet tiling schema: “de facto” standard for the interoperability and multiresolution processing of remote sensing data

Abstract: Present normal workflows for the archiving, processing and dissemination of remote sensing data are extremely inefficient, posing big problems regarding data quality and interoperability: the need to apply multiple reprojections and resamplings, un-alignment of the pixels at different pyramid levels, etc. These problems make it very difficult, if not impossible, time series analysis, interoperability of data from different sensors, multiresolution processing, or efficient processing in “near real time” of very dynamic phenomena. To address these problems, that are greatly hampering the development of operational remote sensing, it is required to define right from the beginning a fixed “tiling schema” for the whole Earth, in the form of a “nested grid” (or quadtree). In the last times, a “de facto” standard has appeared: “Google Maps Compatible Tile Matrix Set”, used by Google Maps, Windows Maps, ArcGIS Online, Open Street Map, Mapbox, Carto and many other geographic data and API providers. Although this tiling schema started in the web mapping and GIS communities, it is beginning to be employed with success in cloud platforms for massive multiresolution processing of remote sensing data. The most known platform is Google Earth Engine, but many other platforms are being developed, based on the same principles and solutions. In this article we explain the problems that this tiling schema tries to solve, its particularities and the implications of its use for multitemporal, multisensory and multiresolution data.

Keywords: tiling schema, Google Maps Compatible TileMatrixSet.

1. INTRODUCCIÓN

Los flujos de trabajo actuales en el procesado de imágenes de satélite son muy variados, pero normalmente incluyen los siguientes pasos:

- 1) Ortorectificar cada escena individual a un fichero *raster* georeferenciado, en una proyección cartográfica (habitualmente UTM para media y alta resolución y *Plate Carrée* para baja resolución). En el caso de Landsat y Sentinel-2, cada escena se

proyecta en el Huso UTM en el que se encuentra la mayor parte de la escena.

- 2) Aplicar correcciones radiométricas: atmosférica, BRDF, topográfica, etc.
- 3) Procesar mediante algoritmos complejos para obtener clasificaciones, parámetros biofísicos, etc. Estos algoritmos normalmente necesitan superponer, intercomparar y emplear datos radiométricos de imágenes de distintas fechas y/o sensores, mezclándolos también habitualmente con

otra información geográfica (modelos digitales de elevación, áreas de entrenamiento, nubes de puntos Lidar, sensores *in-situ*, etc.).

- 4) El resultado de estos procesos es generalmente un conjunto de datos *raster*, que eventualmente será distribuido mediante servicios web (WMS, WMTS, WCS, servicios de descarga) y mezclado a su vez con otra información.

Este flujo de trabajo produce los siguientes problemas:

- a) Proyecciones cartográficas con diferentes sistemas de coordenadas para distintas partes de la Tierra, como es el caso habitual de la proyección UTM en un país que cubre varios husos, como España, lo que obliga a remuestrear en las zonas limítrofes entre los diferentes husos y a duplicar información en algunos tipos de productos geomáticos al generarlos en los dos husos frontera.
- b) Proyecciones no conformes: la proyección “*plate carrée*” (también llamada “coordenadas geográficas”) no es conforme, lo cual significa que no mantiene la forma: los píxeles cuadrados en la proyección son casi rectangulares en el terreno, con proporciones tan desequilibradas que pueden llegar a 2:1 a 60° de latitud y a 5.75:1 a 80°
- c) Desalineado de los píxeles a partir de un cierto nivel de la pirámide de imágenes, que hace imposible comparar directamente los valores radiométricos de distintas fechas y sensores sin remuestrearlos o introducir desplazamientos geométricos. Esto tiene consecuencias muy negativas en el análisis multitemporal, detección de cambios, etc.

El remuestreo degrada la radiometría de los datos, por lo que debe evitarse tanto como sea posible. Incluso si los píxeles originales están alineados (porque están en un mismo Huso UTM por ejemplo) necesitaríamos que los píxeles de los siguientes niveles de la pirámide estuviesen también alineados, para poder llevar a cabo análisis multirresolución, pero esto es imposible cuando las distintas imágenes se solapan (ver Figura 1).

1.1. Requerimientos para un flujo de trabajo óptimo

Una vez explicados los problemas más importantes de los flujos de trabajo habituales hoy en día, podemos enumerar los siguientes requerimientos para un flujo de trabajo óptimo:

- Evitar el uso de proyecciones con diferentes zonas.
- Evitar remuestreos repetidos. Idealmente, sólo se debería producir un remuestreo desde la imagen nivel 1 en todo el proceso.
- Los bordes de los píxeles deberían estar alineados en todos los niveles de las pirámides de imagen.

2. ESQUEMA DE TESELADO EN “QUAD TREE”

La solución a los problemas anteriores pasa por la adopción de un “esquema de teselado” adecuado, fijo y único para producir, almacenar, procesar, analizar, comparar y servir todas las imágenes.

Un “esquema de teselado” es un esquema de asignación espacial que asegura una cobertura multirresolución de

ortoimágenes completamente coherente y consistente de todo un área de trabajo, mediante la organización de las huellas, los tamaños de píxel y las posiciones de los píxeles en todos los niveles de la pirámide. Un esquema de teselado óptimo debería ser del tipo de “malla anidada”, que se caracteriza porque 2x2 imágenes de cada nivel están contenidas exactamente en una del nivel superior y que 2x2 píxeles de un nivel están exactamente contenidos en uno del nivel superior, iterativamente (figura 2). Esto asegura el alineado de los píxeles a todos los niveles de la pirámide.

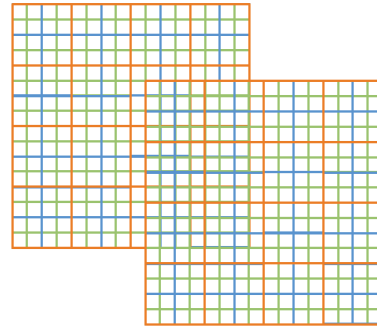


Figura 1. El alineado de los píxeles en el GSD original (los píxeles verdes de LOD=n están alineados), no asegura el alineado en los siguientes niveles de la pirámide, LOD=n-1 y LOD=n-2 (los píxeles azules y rojos están desalineados).

Un ejemplo de malla anidada puede encontrarse en “Australia National Nested Grid” (ANZLIC, 2012).

La zona de trabajo para esta malla anidada debería ser toda la Tierra, o al menos la mayor parte de las zonas habitadas, ya que las proyecciones y mallas locales no son escalables globalmente y por tanto deben evitarse hoy en día.

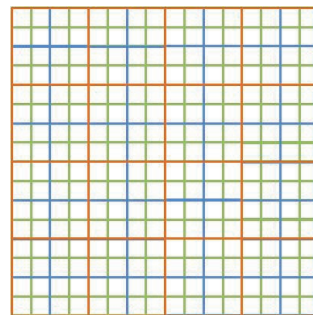


Figura 2. Una “malla anidada”.

La única forma práctica de conseguir una malla anidada consiste en aplicar a un rectángulo de partida que cubra toda la zona de trabajo una división de tipo “quad tree”, que divide cada rectángulo en 2x2 partes iguales iterativamente. Para ello es imprescindible utilizar una proyección cartográfica que permita representar toda

la zona de trabajo en un rectángulo (o, mejor aún, en un cuadrado). Cualquier proyección cartográfica que no produzca dicho “rectángulo global” no es adecuada para construir una malla anidada y por tanto debe ser descartada para este propósito. Las dos proyecciones “rectangulares” más utilizadas son: “*plate carrée*” (también llamada “coordenadas geográficas”) y la proyección Mercator.

3. COORDENADAS GEOGRÁFICAS VERSUS PROYECCIÓN MERCATOR

La proyección “*plate carrée*” cubre todo el dominio de representación pero no es conforme, lo cual produce píxeles rectangulares sobre el terreno, una apariencia extraña de los objetos artificiales (ej.: los edificios rectangulares aparecen como romboidales) y dificultades de cálculo de efectos direccionales relacionados con el azimut del sol como la BRDF, las sombras topográficas, etc.

Por otra parte, la proyección Mercator es conforme, y aunque no cubre la Tierra entera (se debe hacer un corte a unas ciertas latitudes para evitar coordenadas infinitas), sí cubre la mayor parte de las tierras habitadas.

3.1. Proyección cartográfica Web Mercator

Una implementación particular de la proyección Mercator ha emergido recientemente como estándar “*de facto*” en el mundo de la cartografía y los SIG en Internet: la “Mercator esférica” o “Web Mercator” (EPSG:3857) utiliza una esfera auxiliar para proyectar desde el elipsoide sobre el cilindro para conseguir cálculos mucho más sencillos. Por este motivo no es totalmente conforme sino “cuasi-conforme”, pero la diferencia puede despreciarse a efectos de representación. La proyección Web Mercator ha sido adoptada por Google Maps, Bing Maps, Yahoo Maps, Open Street Maps, ArcGIS Online y muchos otros proveedores de datos y APIs geoespaciales. Esta proyección está asociada a un esquema de teselado del tipo “malla anidada” o “*quad tree*”: Google Maps Compatible TileMatrixSet¹.

Web Mercator y su esquema de teselado asociado se han adoptado recientemente en el estándar OGC “*WMTS Simple Profile*”.

En la proyección Web Mercator se toma otra decisión interesante y muy práctica: se eligen las latitudes de “corte” en los puntos exactos en que el rectángulo se convierte en un cuadrado: 85,0511 grados Norte y Sur. Ahora tenemos toda la zona de trabajo en un solo píxel; la situación perfecta para empezar a dividir los píxeles y las huellas en 2x2 recursivamente.

4. LA ESTRUCTURA DE QUAD TREE

Según la Wikipedia: “*A quadtree is a tree data structure in which each internal node has exactly four children. Quadtrees are most often used to partition a two-*

dimensional space by recursively subdividing it into four quadrants or regions.” La Figura 3 muestra cómo la tesela 2 del nivel 1 se divide en las 20, 21, 22 y 23 del nivel 2 y a su vez, la tesela 133 del nivel 2 se divide en las teselas 130, 131, 132 y 133 del nivel 3.

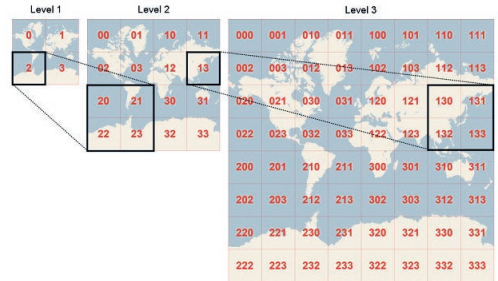


Figura 3. Nomenclatura de las teselas.

4.1. Alineado de los píxeles en todos los niveles de las pirámides de imágenes

Las teselas (“*tiles*” en inglés) del *quad tree* no tienen solapes entre ellas y tienen los bordes perfectamente alineados. Además, todas las teselas del esquema tienen 256 píxeles, por lo que al ser 256 potencia de 2 asegura la perfecta y consistente “piramidalidad” rigurosa. El resultado es que los píxeles están alineados en todos los niveles de la pirámide.

El estándar WMTS Simple Profile, con su malla y su esquema de teselado, está completamente documentado y es soportado por un elevado número de herramientas *open source* muy utilizadas (GDAL, Geoserver, Mapserver, etc.)

5. SUPERTILES

El tamaño de 256x256 filas y columnas de las teselas ha sido elegido para optimizar la velocidad de visualización a través de Internet en los servicios teselados como WMTS. En estos servicios, las teselas (pre-cacheadas o no) se envían, bajo petición del cliente, comprimidas en JPG o en PNG.

Sin embargo, las teselas estándar son demasiado pequeñas (en píxeles) como para resultar prácticas para almacenar y procesar imágenes de satélite, áreas y otros datos *raster*. Por este motivo proponemos usar teselas más grandes, respetando siempre las “huellas” (“*footprints*”) estándar del GoogleMapsCompatible TileMatrixSet, pero con un tamaño de píxel de otro LOD (*Level of Detail*).

Llamaremos a estas nuevas teselas “*SuperTiles*”. Si por ejemplo tenemos el GSD del LOD 14 pero las huellas del LOD 8, tendremos “*SuperTiles*” de filas y columnas, que es un tamaño mucho más adecuado para archivo y procesado. Para cada aplicación se puede elegir el LOD de huellas y el LOD de GSD de acuerdo con las necesidades. A veces, por limitaciones de RAM, será conveniente tener unas teselas de procesado y otras, más grandes, de archivo. Algunas aplicaciones requieren procesar teselas con solapes para evitar efectos de borde. En estos casos, en

¹ Las ventajas de la proyección Web Mercator sobre otras proyecciones se describen en: <https://msdn.microsoft.com/en-us/library/bb259689.aspx> y también en: <http://www.mapthematics.com/forums/viewtopic.php?f=8&t=251>

el software de procesado se debe incluir la lectura de las teselas necesarias y el “orlado” de las teselas de proceso con los píxeles de solape que sea necesario. Para no complicar el esquema de almacenamiento recomendamos respetar las huellas sin solapes del esquema original.

6. PROBLEMA DE LOS NUMEROS IRRACIONALES

Un problema grave del esquema de teselado propuesto empleando Web Mercator es que los GSD y las coordenadas de las esquinas de las teselas son números irracionales, con infinitos decimales. Esto puede ser un problema grave para un flujo de trabajo que no sea totalmente automático y requiera intervención humana, al introducir errores humanos, o acumulaciones de errores de redondeo que pueden causar artefactos periódicos, líneas sin datos, etc.

6.1. Proyección Web Mercator secante

La solución a este problema resulta bastante sencilla: utilizar una proyección “Mercator secante; en vez de proyectar sobre un cilindro tangente al ecuador, se proyecta sobre uno secante, por lo que las coordenadas quedan multiplicadas por un “factor de escala” igual al coseno de la latitud de intersección (Figura 4).

Si calculamos las latitudes exactas para las que los tamaños de píxel (GSD) se hacen enteros en metros, así como las coordenadas de las esquinas de las teselas, tendremos las mismas huellas y píxeles sobre el terreno, pero con valores numéricos mucho más fáciles de manejar. Esta latitud resulta ser 33.14489729° Norte y Sur, definiendo una nueva proyección que puede ser usada por todas las herramientas *open source* y comerciales que usan la librería PROJ4 para operaciones entre CRSs.

7. RECOMENDACIÓN A INSPIRE

Web Mercator no está entre las proyecciones cartográficas recomendadas por INSPIRE. Las especificaciones de datos INSPIRE de ortoimágenes y elevaciones recomiendan el uso de una malla común para estos dos temas, pero la malla recomendada (*Pan-European Zoned Geographic Grid*) no cumple los requisitos mencionados antes. Además, esta recomendación no incluye ningún esquema de teselado, complemento imprescindible de la malla.

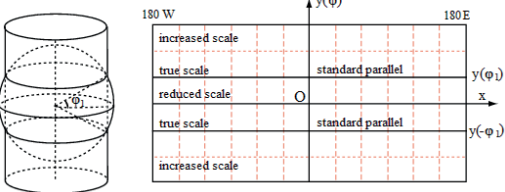


Figura 4. Proyección Mercator secante (https://en.wikipedia.org/wiki/Mercator_projection).

Para asegurar la interoperabilidad con una gran cantidad de información geográfica producida en muy diversos ámbitos en todo el mundo, INSPIRE debería recomendar la proyección Web Mercator (eventualmente secante) y el

esquema de teselado asociado Google Maps Compatible Tilematrixset.

La recomendación en este sentido se ha propuesto en los Thematic Clusters y está pendiente de resolución en el momento de escribir este artículo².

8. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad en el marco del Programa Estatal de Fomento de la Investigación Científica y Técnica de Excelencia, proyecto coordinado “Generación de productos de nivel 2 para la misión Ingenio/Seosat: productos multi-imagen para explotación multitemporal”.

9. BIBLIOGRAFÍA

- ANZLIC National Nested Grid Workgroup, 2012. National Nested Grid Specification Guideline. http://www.anzlic.gov.au/sites/default/files/files/Guide_master_NNG_GSF_20120808.pdf
- Schwartz, J. 2016. Bing Maps Tile System. MSDN Library. <https://msdn.microsoft.com/en-us/library/bb259689.aspx>
- Daan, Why Mercator for the Web? Isn't the Mercator bad? Maphematics Forums (accessed April 16, 2016) <http://www.maphematics.com/forums/viewtopic.php?f=8&t=251>
- Open Geospatial Consortium, 2014, Web Map Tile Service (WMTS) Simple Profile. OGC® <http://docs.opengeospatial.org/is/13-082r2/13-082r2.html>

² Véase: <https://themes.jrc.ec.europa.eu/file/view/76196/2015-11-29-a-nested-grid-for-inspire-orthoimagesdocx>
Discussion topic: <https://themes.jrc.ec.europa.eu/discussion/view/10935/usability-of-the-zoned-geographic-grid-grid-ets89-grs80>

Una plataforma web interactiva para la anotación de imágenes de satélite mediante un enfoque basado en aprendizaje activo

García-Pedrero, A. ^(1,2), Gonzalo-Martín, C. ^(1,2), Lillo-Saavedra, M. ^(3,4), Rodríguez-Esparragón, D. ⁽⁵⁾, Pulido, L. ⁽¹⁾, Ortiz, C. ^(1,2), Rodríguez González, A. ^(1,2)

⁽¹⁾ Centro de Tecnología Biomédica y ⁽²⁾ Escuela Técnica Superior de Ingenieros Informáticos, Universidad Politécnica de Madrid, UPM, Campus de Montegancedo, 28223, Pozuelo de Alarcón, Madrid, España. angel.garcia@ctb.upm.es

⁽³⁾ Facultad de Ingeniería Agrícola y ⁽⁴⁾ Water Research Center for Agriculture and Mining, Universidad de Concepción, Chile.

⁽⁵⁾ Instituto de Oceanografía y Cambio Global, IOCAG, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria, España.

Resumen: Actualmente, no es posible llevar a cabo el análisis y explotación manual de la ingente cantidad de información de Observación de la Tierra disponible. Por ello, es necesario el desarrollo de técnicas automáticas que permitan realizar esta labor de una forma sistemática y confiable. Las técnicas de aprendizaje, basadas en clasificación supervisada, son una alternativa; sin embargo, requieren de un gran volumen de patrones de entrenamiento (datos etiquetados) que proporcionen una adecuada separabilidad estadística de las clases. En este escenario, han surgido métodos semi-supervisados basados en el aprendizaje activo (AA) que tienen como objetivo obtener clasificaciones precisas, incluso en aquellos casos en los que se disponga de pocos ejemplos etiquetados. Estos métodos se basan en una interacción directa entre el usuario y el clasificador. En este trabajo, se presentan un prototipo de una plataforma interactiva para la anotación de imágenes de satélite mediante una aproximación basada en AA. La plataforma integra tecnologías GIS de código abierto para mostrar conjuntos de datos geospaciales, mientras que internamente emplea AA para generar un modelo para anotar la imagen.

Palabras clave: Aprendizaje supervisado, aprendizaje activo, superpíxeles, anotación de imágenes.

An interactive platform for annotating satellite images using an active learning approach

Abstract: Nowadays, it is not possible to carry out the analysis and exploitation of the huge amount of available Earth Observation information by manual means. For this reason, it is necessary to develop automatic techniques that allow this work to be carried out in a systematic and reliable way. The learning techniques, based on supervised classification, are an alternative, however they require a large volume of training patterns (labeled data) that provide an adequate statistical separability of the classes. In this scenario, semi-supervised methods based on active learning (AA) aim to obtain accurate classifications, even in cases where there are few labeled examples. These methods are based on a direct interaction between the user and the classifier. Developing a platform that facilitates this interaction as well as the process of annotation of new patterns, could be considered as an important contribution for the implementation of AA methods. In this work, we present a prototype of an interactive platform for the annotation of satellite images by means of an approach based on AA. The platform integrates open source GIS technologies to display geospatial data sets, while internally an AA model is generated for annotating the image.

Keywords: Supervised learning, active learning, superpixels, image annotation.

1. INTRODUCCIÓN

Los actuales sistemas de observación de la Tierra proporcionan un volumen diario de datos del orden de los terabytes. Esta cantidad de datos supone una oportunidad tanto para la industria como para la comunidad científica para diseñar modelos de negocio en los que la explotación permita generar información para atender las necesidades de los usuarios finales (Ma *et al.*, 2015). Ahora bien, es obvio que ello solo es posible automatizando los procesos de análisis de estos datos. Una de las técnicas más utilizadas en la actualidad, no solo en observación de la Tierra, sino también en otras áreas relacionadas con el procesamiento de datos en general, es la utilización del aprendizaje automático (*Machine Learning*)

supervisado. No obstante, estas técnicas requieren de un conjunto de patrones de entrenamiento (datos etiquetados) representativo de las clases a identificar que proporcionen una buena separación estadística de las mismas (Xia *et al.*, 2015). Estos requisitos se traducen, especialmente cuando el área de estudio es extensa, en la necesidad de disponer de un número elevado de patrones de entrenamiento. No obstante, la generación de estos patrones no es una tarea fácil (Olofsson *et al.*, 2014). En este contexto, surge la aproximación de Aprendizaje Activo (AA), cuyo objetivo es realizar clasificaciones precisas, aún cuando el número de patrones de entrenamiento disponibles no sea el adecuado (Tupe *et al.*, 2013, Tuia *et al.*, 2014, Tuia y Munoz-Mari,

2009). Estos esquemas requieren de la interacción y el clasificador. Con objeto de disponer de una herramienta que posibilite esta interacción y ante la ausencia de este tipo de herramientas, nuestro objetivo es desarrollar una plataforma web interactiva para la anotación manual de imágenes de teledetección mediante una aproximación de AA. La plataforma desarrollada, integra tecnologías SIG de código abierto para la visualización, tanto de datos ráster como vector, en un navegador web, mientras que internamente soporta un método de aprendizaje automático entrenado a través de un enfoque de AA. El sistema se completa con una *app* para dispositivos móviles Android que permite la anotación manual de imágenes incluso en ausencia de conexión a internet, sincronizando la información registrada con la aplicación web, en el momento que el dispositivo se conecta a internet.

2. METODOLOGÍA

Como ya se ha mencionado la plataforma propuesta tiene un doble objetivo: (i) proporcionar una herramienta de apoyo para agilizar el proceso de muestreo *in-situ*; (ii) facilitar el proceso de aprendizaje activo a través de un proceso interactivo entre el usuario y el método de clasificación. Con objeto de reducir el número de datos a procesar y la alta variabilidad espectral de las imágenes de alta resolución espacial con las que se va a trabajar, se ha llevado a cabo una implementación con un enfoque basado en objetos. Por lo tanto, el usuario simplemente selecciona los segmentos generados previamente por un método de segmentación, lo cual evita la subjetividad de la delineación manual. La Figura 1 presenta un esquema de la metodología completa aplicada y su comunicación con la página web, mediante una interfaz de usuario. Una imagen multispectral es sobre-segmentada, de tal forma que el proceso de AA se aplica sobre los segmentos generados. La descripción de los algoritmos implementados en el módulo de segmentación y de AA se incluyen a continuación; así como la descripción de las funcionalidades de la interfaz de usuario.

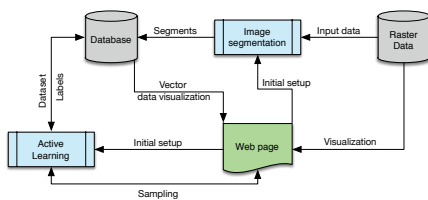


Figura 1. Esquema de la metodología utilizada para implementar la plataforma.

2.1. Segmentación de la imagen

La segmentación de la imagen multispectral se lleva a cabo mediante un método de superpíxel. Este tipo de métodos produce una sobre-segmentación controlada de la imagen. En este sentido, los superpíxeles generados tienden a ser similares en tamaño y color, así como pertenecer a un solo objeto. En concreto, se ha utilizado

una versión modificada del algoritmo SLIC (Achanta *et al.*, 2012) adaptada a la segmentación de imágenes multispectrales (García-Pedrero *et al.*, 2015). Este algoritmo tiene dos parámetros de configuración: un factor de compacidad y el tamaño del superpíxel. El primero equilibra la semejanza espectral y espacial entre píxeles, mientras que el segundo, como su nombre indica, controla el número de píxeles que en promedio comprende cada superpíxel.

2.2. Aprendizaje Activo

En un esquema de AA básico, un usuario (oráculo) participa en el proceso de clasificación, proporcionando información anotada y conocimiento sobre las clases deseadas al clasificador, mientras que el clasificador proporciona tanto su propia interpretación de la distribución de las clases, como la identificación de las observaciones que presentan una mayor incertidumbre, para que sea resuelta por el oráculo, con objeto de resolver las posibles discrepancias producidas durante la fase de entrenamiento (Crawford *et al.*, 2013). Este proceso completo, se puede resumir en 5 pasos: 1) El usuario proporciona un pequeño conjunto de datos de regiones anotadas. 2) El clasificador aprende la distribución de clase de los datos etiquetados. 3) Un conjunto de regiones aleatorias no etiquetadas se presenta al modelo de clasificación generado, el cual determina las regiones con un grado de incertidumbre alto, estas regiones se devuelven al usuario para que las etiquete manualmente. El último proceso se conoce como consulta. 4) Los pasos 1 a 3 se repiten hasta que el clasificador esté entrenado con un porcentaje de fiabilidad alto. 5) Finalmente, el clasificador se utiliza para anotar la imagen completa.

Este esquema de AA se puede implementar con diferentes estrategias, en la plataforma se ha utilizado el método conocido como Propagación de Etiquetas (PL) (Bengio *et al.*, 2006), de acuerdo a la implementación de Pedregosa *et al.* (2011). PL es un método basado en grafos, cuya principal hipótesis es que las instancias que ocupan la misma variedad topológica tienen muchas probabilidades de compartir la misma etiqueta. Por lo tanto, este método propaga las etiquetas de los datos etiquetados a las instancias de datos no etiquetadas de acuerdo con las estructuras de las *variedades topológicas* que se encuentran en los datos de entrenamiento. Dado que en el prototipo actual de la plataforma, todavía no se ha incorporado un módulo de extracción de características, las características que se están utilizando para caracterizar los segmentos son los valores medios de los píxeles que integran cada segmento.

El resultado final del proceso es el etiquetado de todos los objetos de la imagen de acuerdo con un conjunto de clases establecido *a priori* por el usuario.

2.3. Interfaz de usuario

La interfaz de usuario, de la plataforma web incorpora las siguientes funcionalidades: (1) Visualizar diferentes composiciones de color. (2) Localizar de un punto en la imagen mediante sus coordenadas geográficas. (3)

Localizar la ubicación actual mediante GPS. (4) Mostrar y ocultar los bordes de los segmentos. (5) Etiquetar varios segmentos al mismo tiempo. Esta operación sólo es posible en el modo en el que los segmentos son visibles. (6) Realizar operaciones de zoom para una mejor visualización.

Además, esta interfaz incorpora una pantalla de configuración en la que se pueden asignar valores a los diferentes parámetros asociados a los distintos módulos, como son: las diferentes composiciones de color a visualizar; los parámetros de los algoritmos de clasificación; parámetros del modelo AA que incluyen el número de objetos marcados necesarios para iniciar el proceso, el número de elementos (regiones con mayor incertidumbre) para ser etiquetados manualmente durante una petición AA (consulta) y el número de peticiones (iteraciones) necesarias para completar el entrenamiento.

3. DESCRIPCIÓN DE LA ARQUITECTURA

La arquitectura propuesta sigue un esquema cliente-servidor que incorpora varios módulos. Cada módulo tiene un propósito diferente, y se implementa utilizando tecnología basada en estándares abiertos y software libre.

3.1. Capa Servidor

La capa servidor representa el componente principal de la arquitectura y consta de tres sub-módulos: *el servidor de mapas (SM)*, *el servidor web (SW)* y *el servidor de procesamiento (SP)*. El módulo *SM* almacena las imágenes multispectrales de origen (ráster) y los datos vectoriales con los que va a trabajar el sistema. Para optimizar el almacenamiento y consulta de esta información, se implementó una base de datos espacial *ad-hoc*. El módulo *SW* aloja el código fuente de la aplicación desarrollada utilizando HTML5, Django, Python, JavaScript y CSS. La misión de este módulo es controlar el tráfico entrante y dar respuesta a las solicitudes de los navegadores de los clientes.

El módulo *SP* es el encargado de realizar las tareas de procesado tales como la segmentación de imágenes y la clasificación. Este módulo recibe las solicitudes de procesamiento del módulo *SW*, que a su vez recibe también las peticiones de los usuarios.

3.2. Capa cliente

Esta capa define las interacciones entre los usuarios a través de un navegador de internet y la arquitectura propuesta. Básicamente consiste en una página web implementada utilizando las tecnologías AJAX y Javascript. Los códigos se ejecutan en el ordenador del usuario, en particular en su navegador web, lo que facilita la interacción del usuario con la plataforma. Adicionalmente, se ha desarrollado una *app* Android que permite la anotación manual de las regiones en situaciones en las que no es posible conectarse a internet, sincronizando la información capturada con el servidor una vez se tiene acceso a esta (Figura 2). La *app* ha sido desarrollada utilizando tecnologías *open source* (i.e.

IONIC 2, Leaflet, CouchDB) que permiten el despliegue, la visualización, almacenamiento y sincronización de la información. La intención de la *app* es proveer la información inicial necesaria para iniciar el proceso de entrenamiento. La interfaz de la *app* durante la operación de etiquetamiento se muestra en la Figura 3.



Figura 2. Esquema de funcionamiento de la app Android.

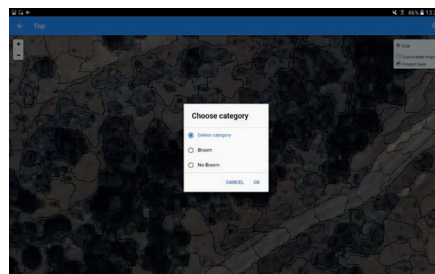


Figura 3. Interfaz de la app Android.

4. RESULTADOS

Previo a su puesta en explotación, se han llevado a cabo algunas pruebas de las diferentes funcionalidades de la plataforma propuesta. Para ello, se ha utilizado un escena WorldView-2 (WV-2), registrada el 16 de mayo de 2011. Las principales cubiertas presentes en la misma, son: arbustos dispersos, suelo desnudo, edificios y carreteras. El problema de anotación de imagen se redujo a la anotación de sólo dos clases: no arbusto y arbusto. Se partió de un conjunto inicial de 50 regiones etiquetadas manualmente por el usuario como patrones iniciales del proceso de AA. El clasificador fue entrenado con los elementos etiquetados. A continuación, 100 segmentos no marcados fueron seleccionados al azar por enfoque AA, los 5 elementos que presentaban mayor incertidumbre se mostraron al usuario para etiquetarlos manualmente. El entrenamiento del clasificador se completó después de 50 iteraciones.

Una inspección visual después de clasificar 100 regiones no marcadas señala una buena correspondencia entre los resultados obtenidos y los esperados por el usuario (Figura 4b).

5. CONCLUSIONES

Se ha desarrollado una plataforma web para la anotación manual y automática de imágenes multispectrales. La anotación automática se lleva a cabo mediante un método de aprendizaje activo. De la utilización del prototipo actual se puede concluir que el uso de la plataforma facilita tanto la anotación manual de imágenes, como la

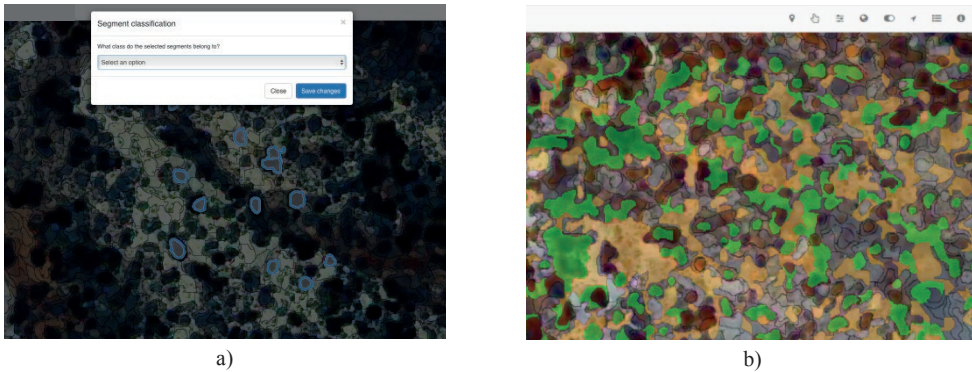


Figura 4: Resultados. a) Etiquetado manual. b) Escena clasificada mediante un proceso de AA.

anotación automática, requiriéndose en este último caso un conjunto de patrones de entrenamiento reducido. Los resultados obtenidos son prometedores; sin embargo, todavía se deben resolver algunos problemas con objeto de mejorar la experiencia del usuario. Uno de los principales es la necesidad de implementar una forma intuitiva de etiquetar varios segmentos a la vez en el enfoque de aprendizaje activo; otro es la necesidad de incluir un módulo de extracción de características. Adicionalmente, se está trabajando en poder realizar el proceso AA en dispositivos móviles; sin embargo, su limitada capacidad de cómputo es el principal obstáculo a superar.

En este momento, la plataforma sólo está disponible para el uso interno de un pequeño grupo de usuarios, sin embargo, se abrirá a un grupo más amplio en versiones futuras.

6. AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se ha llevado a cabo dentro de los proyectos ARTeMISat-2 (CTM2016-77733-R), *Water Research Center for Agriculture and Mining* (CRHIAM) y NDMonitor (RTC-2016-4922-1), financiados por la Agencia Estatal de Investigación (AEI) Española y el Fondo Europeo Regional para el Desarrollo, CONICYT-FONDAP-1513001 (Chile); y el Ministerio de Economía y Hacienda (España), respectivamente.

7. BIBLIOGRAFÍA

Achanta, R., Shaji, A., Smith, K., Lucchi, A., Fua, P., Susstrunk, S. 2012. SLIC Superpixels Compared to State-of-the-Art Superpixel Methods. *Pattern Analysis and Machine Intelligence, IEEE Transactions on*, 34(11), 2274-2282.

Bengio, Y., Delalleau, O., Le Roux, N., 2006. Label propagation and quadratic criterion. *Semi-supervised learning*.

Crawford, M. M., Tuia, D., Yang, H. L. 2013. Active learning: Any value for classification of remotely sensed data? *Proceedings of the IEEE*, 101(3), 593-608.

García-Pedrero, A., Gonzalo-Martín, C., Fonseca-Luengo, D., Lillo-Saavedra, M. 2015. A GEOBIA methodology for fragmented agricultural landscapes. *Remote Sensing*, 7(1), 767-787.

Ma, Y., Wu, H., Wang, L., Huang, B., Ranjan, R., Zomaya, A., Jie, W. 2015. Remote sensing big data computing: challenges and opportunities. *Future Generation Computer Systems*, 51, 47-60.

Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E., Wulder, M.A. 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148, 42-57.

Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O., Blondel, M., Prettenhofer, P., Weiss, R., Dubourg, V., Vanderplas, J., Passos, A., Cournapeau, D., Brucher, M., Perrot, M., Duchesnay, E. 2011. Scikit-learn: Machine learning in Python. *Journal of Machine Learning Research*, 12, 2825-2830.

Stumpf, A., Lachiche, N., Malet, J.-P., Kerle, N., Puissant, A. 2014. Active learning in the spatial domain for remote sensing image classification. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 52(5), 2492-2507.

Tuia, D., Muñoz-Mari, J. 2013. Learning user's confidence for active learning. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 51(2), 872-880.

Tuia, D., Ratle, F., Pacifici, F., Kanevski, M.F., Emery, W.J. 2009. Active learning methods for remote sensing image classification. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 47(7), 2218-2232.

Xia, G.-S., Wang, Z., Xiong, C., Zhang, L. 2015. Accurate annotation of remote sensing images via active spectral clustering with little expert knowledge. *Remote Sensing*, 7(11), 15014-15045.

Análisis comparativo del producto Sentinel L-2A y valores de reflectividad extraídos mediante espectro-radiometría de campo

Sandonis Pozo, L. ⁽¹⁾, García-Martín, A. ^(2,3), Pérez-Cabello, F. ^(1,3), Montorio Llovería, R. ^(1,3)

⁽¹⁾ Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza, C/ Pedro Cerbuna 12, 50009-Zaragoza, España. l.sandonisp@gmail.com, fcabello@unizar.es, montorio@unizar.es

⁽²⁾ Centro Universitario de la Defensa de Zaragoza, Academia General Militar, Ctra. de Huesca s/n, 50090-Zaragoza, España. algarcia@unizar.es

⁽³⁾ Grupo GEOFOREST-IUCA, Universidad de Zaragoza, C/ Pedro Cerbuna 12, 50009-Zaragoza, España.

Resumen: La corrección radiométrica de imágenes de satélite ópticas constituye un pretratamiento esencial cuando éstas se utilizan en el contexto de la modelización de variables biofísicas, estudios de carácter multitemporal o procesos de clasificación digital. Las imágenes Sentinel 2A-MSI proporcionadas por la Agencia Espacial Europea (European Space Agency, ESA) se suministran corregidas a techo de la atmósfera (*Top Of Atmosphere reflectance*, TOA), denominándose este producto como L-1C. Para obtener la reflectividad superficial (*Bottom Of Atmosphere reflectance*, BOA), la ESA, siguiendo con las directrices del programa Copérnico, ha puesto a disposición del usuario el módulo Sen2Cor, el cual se implementa en SNAP (*Sentinel Application Platform*). Este producto de reflectividad BOA es denominado como L-2A. En este contexto, el objetivo de este trabajo es evaluar la calidad del producto de reflectividad L-2A obtenido tras la aplicación del módulo Sen2Cor. Para ello, la metodología aplicada hace uso de la espectro-radiometría de campo a fin de comparar los valores de reflectividad obtenidos en seis parcelas con diferentes tipos de cubierta (una de asfalto, una de césped, dos de matorral, una de pastizal y una de suelo desnudo), con los obtenidos tras la aplicación del módulo Sen2Cor. Para ello se utilizan cinco imágenes sincrónicas al trabajo de campo adquiridas entre los meses de julio y septiembre de 2016. Los resultados indican que la corrección radiométrica aplicada por el módulo Sen2Cor, para el tipo de cubiertas evaluadas, es satisfactoria, obteniéndose diferencias absolutas inferiores al 5% y valores de RMSE máximos de 0,05 en todas las validaciones efectuadas con la información obtenida en el campo.

Palabras clave: corrección radiométrica, Sentinel 2A-MSI, Sen2Cor, radiometría de campo, validación.

Comparative analysis of the Sentinel L-2A product and reflectance values obtained from field spectrometry

Abstract: Radiometric correction of optical satellite imagery is an essential pretreatment for modelling biophysical variables, multi-temporal analysis, and digital classification processes. Sentinel 2A-MSI imagery, from the European Space Agency (ESA), are provided in L-1C correction level, Top Of Atmosphere reflectance values. In order to obtain Bottom Of Atmosphere reflectance values (level L-2A), ESA provides users with Sen2Cor module, implemented in Sentinel Application Platform. In this context, this paper aims to evaluate the quality of L-2A product by comparing data obtained from Sen2Cor application with field spectrometry data. To do this, we analyze six plots with different land use (one of asphalt, one of grass, two of scrub, one of pasture, and one of bare soil), by using synchronous imagery to fieldwork (from July to September 2016). The results suggest the suitability of the radiometric correction applied by Sen2Cor, obtaining absolute differences lower than 5%, and maximum RMSE values of 0.05 for all validations.

Keywords: radiometric correction, Sentinel 2A-MSI, Sen2Cor, Field spectrometry, validation.

1. INTRODUCCIÓN

El éxito cosechado por las imágenes del satélite Sentinel-2A era esperado de forma previa a su lanzamiento debido a que, tal y como señalaban Drusch *et al.*, en un artículo publicado en 2012, Sentinel-2A permite una interoperabilidad completa con los programas Landsat y SPOT, ofreciendo además una cobertura sistemática de la superficie total de la Tierra, lo que permite incrementar la cantidad total de imágenes a utilizar en las numerosas aplicaciones en las que las imágenes ópticas de alta resolución han sido mostradas como útiles. Junto a esto, hay que subrayar algunas de las múltiples ventajas que Sentinel-2A tiene frente a Landsat 8 y SPOT 6 y 7 (los tres satélites activos actualmente pertenecientes a

estos programas espaciales): (i) una mayor resolución espectral en el espectro óptico, ya que cuenta con diez bandas frente a las seis de Landsat 8 y las cuatro de SPOT 5; (ii) una mayor resolución espacial debido a que cuenta con píxeles de 10 metros en la región del visible y en una banda del infrarrojo cercano y píxeles de 20 metros en el resto de bandas del infrarrojo cercano y en el infrarrojo medio de onda corta, frente a los 30 metros que presenta Landsat a lo largo de todo el espectro óptico y la inexistencia de información en el infrarrojo medio de onda corta en el caso de SPOT); (iii) mayor área de barrido-muestreo (alrededor de 280 km² frente a los 185 km² de Landsat y los 60 km² de Spot) y; (iv) mayor resolución temporal que Landsat (diez días en

la actualidad, que se convertirán en cinco cuando este operativo Sentinel-2B, frente a los 16 días de Landsat). En el caso de SPOT 6 y 7, debido a que se trata de dos satélites, se logran revisitas de 1 a 5 días.

El máximo nivel de pretratamiento de las imágenes Sentinel-2A proporcionadas por la ESA es el denominado Level 1C (L-1C). Este nivel implica que el producto se encuentra georreferenciado y que ofrece información de reflectividad en el techo de la atmósfera (*Top Of Atmosphere reflectance, TOA*) (ESA, 2016). Por tanto, no se encuentran corregidas las interacciones que la atmósfera introduce en la respuesta espectral de una cubierta (tanto en la radiación incidente como en la reflejada) (Lillesand y Kiefer, 2008; Chuvieco, 2010). Para solventar esto, la ESA ha creado el módulo gratuito Sen2Cor que, implementado sobre el software SNAP (también creado por la ESA y distribuido de forma libre), procesa las imágenes L-1C y las transforma en imágenes en las que ya el valor del píxel corresponde a reflectividad superficial (*Bottom Of Atmosphere reflectance, BOA*). Estas imágenes, que en nomenclatura ESA reciben el nombre de Level 2A (L-2A), ya se encuentran corregidas atendiendo a parámetros relativos a la atmósfera (visibilidad, vapor de agua, presencia de nubes o cirros y contenido de aerosoles y ozono), a la geometría de la iluminación-observación (ángulo cenital solar, ángulo acimutal solar y topografía del terreno) y, previa activación en las opciones del archivo de cabecera del algoritmo, del comportamiento reflectivo que tienen las distintas cubiertas (*Bidirectional Reflectance Distribution Function, BRDF*). El modelo atmosférico que utiliza Sen2Cor se basa en el modelo ATCOR (*Atmospheric and Topographic CORrection*), el cual se fundamenta en interpretar los parámetros citados con anterioridad mediante tablas de transformación (*Look Up Table, LUT*) que, a su vez, dependen del cálculo de funciones de transferencia radiativa para diferentes sensores, geometrías solares, topografía del terreno y parámetros atmosféricos (Müller-Wilm, 2016).

La precisión de la corrección radiométrica aplicada sobre una imagen óptica es un factor muy relevante ya que afecta de una manera esencial a la calidad y rigor de: (i) la realización de estudios multitemporales en los que se utilice un mismo sensor; (ii) la realización de trabajos con distintos sensores ópticos; (iii) la mejora de procesos de clasificación digital; y (iv) el desarrollo de modelos teóricos y empíricos ajustados para la estimación de variables biofísicas (p.e.: *Leaf Area Index, LAI*; *Fraction of Photosynthetically Active Radiation Absorbed, FAPAR*; *Canopy water content, CWC*; *Above Ground Biomass, AGB*) (Chander et al., 2009; Chuvieco, 2010; Pons et al., 2014).

En este contexto, el objetivo del presente trabajo es evaluar la calidad del producto L-2A obtenido tras la aplicación del módulo de corrección radiométrica Sen2Cor mediante espectro-radiometría de campo.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Para alcanzar el objetivo planteado, la metodología seguida se articula en tres fases: (i) la obtención de los datos de espectro-radiometría de campo de las cubiertas seleccionadas; (ii) la obtención de datos de reflectividad BOA de imágenes Sentinel-2A sincrónicos a los datos de espectro-radiometría de campo; y (iii) el análisis estadístico comparativo de los datos de ambas fuentes.

2.1. Obtención de los datos de espectro-radiometría de campo

Se delimitaron seis parcelas con diferentes tipos de cubierta (una de asfalto, una de césped, dos de matorral, una de pastizal y una de suelo desnudo) en el sector central de la Depresión del Ebro, concretamente en el Centro de Adiestramiento (CENAD) "San Gregorio" y de la Academia General Militar (AGM) (Figura 1). Esta área era óptima para el objetivo del trabajo dado que en ella aparecen terrenos homogéneos, extensos y estables de las cubiertas naturales y antrópicas seleccionadas. Al objeto de garantizar la correcta relación entre la información de reflectividad obtenida mediante radiometría de campo y la del satélite Sentinel-2A las parcelas fueron ubicadas con los siguientes criterios: (i) se situaron dentro de un itinerario que permitiese la adquisición de datos de radiometría de campo de tal manera que ésta se llevó a cabo siempre dentro del intervalo horario exigido de +/- 2 horas respecto al mediodía solar; (ii) la toma de datos fue prácticamente simultánea a la toma de datos del satélite (la órbita R051 y la R094 pasan en el área de estudio entre las 10:50 y las 11:10 hora solar) y en ningún caso se superó una diferencia de tiempo mayor a 2 horas; y (iii) la parcela de campo se situó en el centroide del píxel central de una ventana de 3x3 píxeles correspondientes a la malla de 20 metros definida por las escenas Sentinel, de tal manera que esa ventana de 3x3 quedara dentro de un mismo tipo de cubierta homogénea. La localización en el campo del centroide del píxel central de la ventana 3x3 se realizó mediante la utilización de un GPS-GNSS modelo GS15 de Leica, alcanzando una precisión en planimetría siempre inferior a 0,5 metros. La Figura 2 muestra, como ejemplo, la parcela delimitada para la cubierta pastizal. Una vez localizado el centroide se definieron dos diagonales contrapuestas (NO-SE y SO-NE) de 11 metros de longitud



Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo de los espectros.

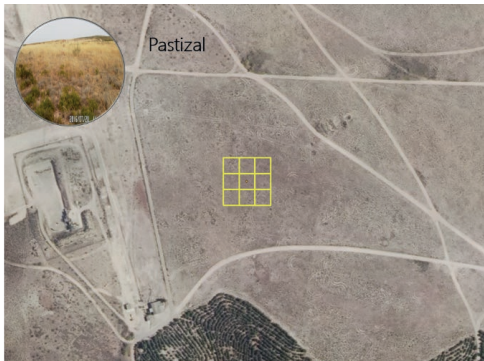


Figura 2. Parcela de pastizal delimitada en el campo

mediante la ayuda de una brújula y un vertex IV Haglöf. Estos transeptos marcaron el itinerario sobre el cual realizar la radiometría de campo.

Los datos de reflectividad fueron tomados mediante el empleo de un espectro-radiómetro de campo *Analytical Spectral Device (ASD) FieldSpec®4*. Dicho instrumento está diseñado para registrar la señal en la región comprendida entre el VIS y el NIR (350-1000 nm) y en dos regiones correspondientes al SWIR (1001-1800 y 1801-2500 nm) con un intervalo de muestreo espectral de 1,4 nm y 2 nm, y una resolución espectral (anchura total a la mitad de máximo *-Full-Width-Half-Maximum (FWHM)* de 3 nm y 10 nm, respectivamente (ASD, 2012). La Tabla 1 recoge, entre otros datos, los días de realización del trabajo de campo.

Tabla 1. Fecha del trabajo de campo, n° de espectros recogidos y órbita relativa de la escena Sentinel-2A adquirida ese día.

Fecha	N° de espectros	Órbita 2-A
23/07/2016	300	R094
19/08/2016	280	R051
22/08/2016	315	R094
01/09/2016	302	R094
28/09/2016	304	R051

Se creó una librería espectral en ENVI con las firmas obtenidas para cada día de muestreo y se calculó la *Respuesta Espectral Relativa (RSR)* de Sentinel-2A. Siguiendo lo expuesto por Veraverbeke, *et al.*, (2014), se introdujo en estas firmas un ruido para garantizar que la información de campo se asemejaba más al tipo de información obtenida por los sensores satelitales.

2.2. Obtención de datos de reflectividad BOA de imágenes Sentinel-2A

Las escenas señaladas en la Tabla 1 fueron descargadas directamente del repositorio oficial de la ESA (<https://scihub.copernicus.eu/>). Solamente el sector (*granule*) correspondiente a la zona de estudio fue sometido al proceso de corrección de Sen2Cor (TXM) (100 km²).

Todos estos granules estaban libres de nubes. No se modificaron los parámetros de entrada de este módulo, obteniéndose el producto L-2A a 20 m de resolución espacial.

2.3. Análisis estadístico

El análisis de las diferencias entre la reflectividad entre la radiometría de campo y la de los productos L-2A se evaluó a nivel de cubierta y de banda. Se utilizaron los siguientes estadísticos: Coeficiente de determinación (R²), Error Cuadrático Medio (RMSE), sesgo (BIAS), diferencia porcentual absoluta (%ABS) y diferencia porcentual relativa (%REL) (donde %REL<100 indica infraestimación y %REL>100 sobreestimación).

3. RESULTADOS

3.1. Resultados de validación por tipo de cubierta

La Tabla 2 recoge los estadísticos obtenidos en esta validación. Como en ella se observa, existe un gran ajuste entre los datos de reflectividad obtenidos mediante espectro-radiometría de campo y los obtenidos en el producto L-2A, dado que en cuatro de las superficies evaluadas el R² es igual o superior a 0,98, siendo el suelo desnudo la que obtiene un peor resultado (0,95). Teniendo en cuenta el resto de estadísticos utilizados para la validación, la cubierta asfalto es la que obtiene un mejor ajuste, obteniéndose un RMSE de 0,02, una diferencia de reflectividad porcentual absoluta inferior al 2% y una relativa del 107%. Este hecho se debe a que se trata de la cubierta más homogénea de las testadas, al estar formada tan solo de un material y, por tanto, presenta un menor rango de valores de reflectividad. En cuanto al resto de cubiertas, indicar que en ningún caso se supera el umbral de 0,05 en el RMSE, siendo la diferencia porcentual absoluta entre los valores de reflectividad de campo y los obtenidos en la imagen de satélite siempre inferiores al 5%. La cubierta pastizal es la que presenta una diferencia porcentual relativa más alta. Esto se debe a que, al contrario que la de asfalto, esta es el tipo de cubierta de las consideradas más heterogénea, tanto en su composición de especies como por su patrón espacial (presencia de matorrales de pequeño porte y zonas de suelo desnudo con distintos grados de pedregosidad). Por último, señalar que, tal y como señala el estadístico BIAS y las diferencias porcentuales relativas, hay una ligera sobre-estimación de los valores de reflectividad del producto L-2A con respecto a la obtenida en el trabajo de campo (BIAS < 0,05 en todas las cubiertas).

Tabla 2. Estadísticos de validación por tipo de cubierta.

Cubierta	R ²	RMSE	BIAS	%ABS	%REL
Asfalto	0,98	0,02	0,02	1,90	107,53
Césped	0,99	0,04	0,03	3,11	114,76
Matorral	0,99	0,04	0,04	3,66	117,16
Pastizal	0,99	0,05	0,05	4,62	126,32
Suelo	0,95	0,05	0,05	4,64	111,05

3.2. Resultados de validación por banda

La Tabla 3 recoge los resultados obtenidos cuando la comparación se hace a nivel de banda del sensor MSI. Estos indican que la corrección realizada por Sen2Cor es satisfactoria para todos los canales espectrales de este sensor, siendo el ajuste (R²) entre los datos referentes a las bandas reales y las simuladas superior a 0,85, alcanzándose en ocho de las nueve bandas ajustes del 0,93 o superiores. El resto de estadísticos utilizados confirman esta afirmación, dado que ninguna de las bandas tiene un RMSE superior a 0,05, la diferencia porcentual absoluta es siempre inferior al 3,5% y la relativa más alta es de un 17,45%. Este último estadístico junto con el de BIAS confirma lo apuntado en el sub-apartado anterior: los valores de reflectividad ofrecidos por el producto L-2A son ligeramente superiores a los obtenidos mediante espectro-radiometría de campo. Así, todas las bandas presentan un pequeño sesgo positivo (BIAS < 0,03). En cuanto al análisis por regiones espectrales, en el visible la banda del azul es la que arroja los peores resultados, al presentar una diferencia absoluta y relativa entre los valores reales y simulados mayor que las del verde y el rojo. Dentro de la región del infrarrojo cercano (NIR) es la B5-NIR la que presenta peores ajustes. Por último, señalar que no existen apenas diferencias en los resultados obtenidos para las dos bandas que el sensor MSI tiene en la región del infrarrojo medio de onda corta (SWIR).

Tabla 3. Estadísticos de validación por bandas MSI.

Cubierta	R ²	RMSE	BIAS	%ABS	%REL
B2-Azul	0,93	0,03	0,02	2,43	117,45
B3-Verde	0,85	0,04	0,02	1,74	109,52
B4-Rojo	0,94	0,04	0,02	1,80	109,73
B5-NIR	0,93	0,05	0,03	3,02	114,60
B6-NIR	0,95	0,05	0,03	2,93	112,18
B7-NIR	0,96	0,05	0,03	2,74	110,58
B8A-NIR	0,93	0,05	0,03	2,75	109,87
B11-SWIR	0,95	0,04	0,03	2,75	108,39
B12-SWIR	0,96	0,03	0,02	2,10	108,01

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Existen metodologías sencillas para la validación global imágenes de satélite después de ser sometidas a un proceso de calibración radiométrica como, por ejemplo, la comparativa entre los valores de píxeles de diferentes imágenes o la comparación de los resultados que ofrecen las distintas variables biofísicas para diferentes imágenes. Sin embargo, en este proyecto se ha optado por una metodología mucho más completa y exhaustiva para valorar la calidad de la corrección radiométrica proporcionada por Sen2Cor dado que la radiometría de campo permite un registro preciso de la reflectividad de las distintas cubiertas cuando las condiciones atmosféricas son óptimas (ausencia de nubes) y, como en este trabajo, las mediciones se efectúan en verano y en el intervalo horario en el que se da el máximo solar. Además, cabe subrayar que los resultados obtenidos no son fruto de una sola jornada de espectro-radiometría de campo, sino de un total de cinco, lo que les confiere

una mayor robustez estadística. Sin embargo, es preciso señalar que estos resultados son solamente válidos para condiciones atmosféricas de verano.

En cuanto a estos resultados, el análisis comparativo efectuado a nivel de cubierta y de banda entre los valores de reflectividad obtenidos en campo con los derivados de la aplicación del módulo Sen2Cor señala que este módulo, considerando los parámetros estándar con que viene configurado, es adecuado para realizar la corrección radiométrica de escenas Sentinel-MSI estivales en las que aparecen este tipo de cubiertas en zonas de topografía llana.

En cuanto a futuras líneas de trabajo, resulta necesario validar si los parámetros estándar de este módulo son también adecuados para la corrección radiométrica en otras estaciones, de superficies con presencia de cubiertas vegetales de mayor talla (bosques) y la de superficies con una topografía más compleja. En caso negativo, será necesario indagar sobre el ajuste de estos parámetros.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto MINECO “SynerTGE: Landsat-8 + Sentinel-2: explorando sinergias para el seguimiento y modelización de variables biofísicas de la vegetación en ecosistemas “tree-grass” (CGL2015-69095-R)” y el del Centro Universitario de la Defensa de Zaragoza “HyZCP: Análisis de imágenes hiperspectrales para la delimitación y caracterización de zonas de caída de proyectiles y la localización de UXO’s (2015-17)”.

6. BIBLIOGRAFÍA

ASD Inc. 2012. FieldSpec®4 user manual, ASD document 6000979. ASD Inc.

Chander, G. et al. 2009. Summary of current radiometric calibration coef-ficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113, 893-903

Chuvieco, E. 2010. *Teledetección espacial: la observación de la Tierra desde el espacio*. Ariel.

Drusch, M. 2012. Sentinel-2: ESA’s Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services. *Remote Sensing of Environment*, 120, 25-36.

ESA 2016. Sentinel-2 MSI User Guide. Disponible en: <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi>.

Lillesand, T.M., Kiefer, R.W. 2008. *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley & Sons.

Müller-Wilm, U. 2016. Sentinel-2 MSI-Level-2A Prototype Processor Installation and User Manual. Telespazio.

Pons, X. et al. 2014. Automatic and improved radiometric correction of Landsat imagery using reference values from MODIS surface reflectance images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 33, 243-254.

Veraverbeke, S. et al. 2014. Assessing fire severity using imaging spectroscopy data from the Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS) and comparison with multispectral capabilities. *Remote Sensing of Environment*, 154, 153-163.

Clasificación automática de series multitemporales de imágenes de satélite usando intercalibración con píxeles pseudoinvariantes y fechas sintéticas

Ortega, D. ⁽¹⁾, Domenech, E. ⁽²⁾, Peces, J. J. ⁽¹⁾, Pérez, B. ⁽²⁾, Porcuna, A. ⁽³⁾, Tejeiro, J. A. ⁽²⁾, Villa, G. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Instituto Geográfico Nacional, Servicio regional de Castilla La Mancha, Ministerio de Fomento.

dortega@correo.gob.es, jjpeces@fomento.es

⁽²⁾ Instituto Geográfico Nacional, Unidad de Observación del Territorio, Ministerio de Fomento, c/ General Ibáñez de Ibero 3, 28003 Madrid. edomenech@fomento.es, bpmartin@fomento.es, jatejeiro@fomento.es, gmvilla@fomento.es

⁽³⁾ Departamento de Teledetección. Gerencia de Sistemas de Información Geográfica. Grupo Tragsa – SEPI.

apfm@tragsa.es

Resumen: Este trabajo describe los desarrollos y pruebas para definir una metodología de clasificación supervisada de ocupación del suelo a partir de series multitemporales naturales y sintéticas de imágenes Landsat 8 y Sentinel 2, utilizando como áreas de entrenamiento datos de la Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos (ESYRCE), el Mapa Forestal de España (MFE), del MAPAMA, así como el Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (SIOSE), entre otros.

Palabras clave: Series temporales, compuestos sin nubes, clasificación supervisada, ESYRCE, MFE, SIOSE.

Automatic classification of multitemporal satellite image time series using intercalibration with pseudo-invariant pixels and synthetic dates

Abstract: This article describes developments and tests directed to the definition of a supervised land cover classification methodology from natural and synthetic multitemporal series of Landsat 8 and Sentinel 2 images, using data from “Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos” (ESYRCE), “Mapa Forestal de España” (MFE), from Spanish Ministry of Agriculture, and from “Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España” (SIOSE), among others.

Keywords: Temporal series, cloud free composites, supervised classification, ESYRCE, , MFE, SIOSE.

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los principales objetivos de la teledetección ha sido, desde su inicio, conseguir clasificaciones automáticas supervisadas correctas. Sin embargo, hasta hace poco, estos procesos no han funcionado tan bien como hubiese sido deseable. Esto se ha debido a múltiples problemas, entre los cuales se pueden destacar: un escaso número de fechas de imágenes disponibles; fechas distintas en cada zona (especialmente grave en las distintas áreas de entrenamiento); nubes, sombras de nubes y topográficas, nieve y otros elementos distorsionantes; correcciones atmosféricas imperfectas debido al desconocimiento de la composición de la atmósfera en cada punto sobre cada píxel en el instante de toma del mismo; verdad terreno muy difícil y costosa de conseguir, etc.

Por otra parte, desde que surgió la disponibilidad de imágenes Landsat libres y gratuitas y descargables fácilmente por internet, se ha podido empezar a trabajar rutinariamente con series temporales densas. Esto ha propiciado que se haya empezado a encontrar soluciones a muchos de estos problemas: trabajar con las “signaturas espectro-temporales”, intercalibración mediante píxeles pseudoinvariantes, detección multitemporal de nubes, generación de imágenes sintéticas de fechas regulares, algoritmos de clasificación más avanzados y robustos, etc. Asimismo ha sido de gran ayuda la reciente

disponibilidad de una enorme cantidad de datos de “verdad terreno” de gran calidad y extensión, como son: la Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos (ESYRCE), el Mapa Forestal de España (MFE), todos ellos del MAPAMA, así como el Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (SIOSE), entre otros.

2. OBJETIVOS

El objetivo es desarrollar y probar una metodología de clasificación automática supervisada de coberturas del suelo, susceptible de ser aplicada anualmente en todo el territorio de España a partir de datos multitemporales Landsat 8 y Sentinel 2.

Como antecedentes ya plenamente operacionales se pueden mencionar la base de datos “*Cropland Data Layer*” (CDL) del United States Department of Agriculture (Boryan *et al.*, 2011) y el “Mapa de cultivos y superficies naturales de Castilla y León” del Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (Del Blanco y Nafria, 2015).

No se pretende desarrollar nuevos algoritmos de clasificación automática, aspecto que ha sido extensamente tratado a lo largo de los últimos 45 años, sino tratar de averiguar qué combinación de datos de entrada conviene utilizar, así como cuáles de los algoritmos son más adecuados y en qué orden se deben

aplicar para obtener los mejores resultados posibles en un territorio tan variado como el de España.

3. ELEMENTOS DE PARTIDA

Se han seleccionado 10 zonas test, de 1024×1024 píxeles Landsat 8 (Figura 1) buscando que compongan una muestra representativa de los diferentes tipos de paisajes de la península ibérica.



Figura 1. Zonas test elegidas.

De estas 10 zonas se han recopilado los siguientes datos:
a) Series multitemporales de imágenes de media resolución. Se ha considerado como más interesantes los datos Landsat 8 y Sentinel 2, atendiendo a su adecuada resolución espacial, espectral y temporal para los fines buscados. Estas imágenes se están procesando en los siguientes niveles:

- Imágenes originales:
 - Radiometría original (en Niveles Digitales).
 - Corregidas atmosféricamente (en reflectividades).
 - Intercalibradas radiométricamente utilizando píxeles pseudo-invariantes (ver Tejeiro *et al.*, 2013).
- Compuestos sin nubes, en niveles digitales intercalibrados:
 - De las fechas de escenas *input*.
 - De fechas estándar sintéticas, con intervalos de 2, 4, 8, 16, 32, 64 y 128 días.

b) Verdad terreno (áreas de entrenamiento y validación): años 2011 a 2016 de las bases de datos ESYRCE, MFE y SIOSE. En el caso de ESYRCE la leyenda original, así como los atributos recogidos, son excesivamente complejos para una clasificación automática por lo que se han agrupado en una leyenda adecuada al estudio que se pretende realizar.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

Se han probado tres entornos de software:

a) ERDAS IMAGINE® de HEXAGON Geospatial: programa comercial, dotado de varios algoritmos clásicos.

b) QGIS paquete de código abierto muy utilizado para Sistemas de Información Geográfica. Se ha incorporado el “*Semiautomatic Classification Plugin*” –SCP- con varios algoritmos (ver Luca Congedo, 2016).

c) See5/C5.0, Paquete utilizado por el USDA en el “*Cropland Data Layer Program*” (ver Boryan *et al.*, 2011). Se han corrido los programas originales sobre una máquina virtual Linux. Asimismo, se ha desarrollado una metodología para la realización de los cálculos y generación de productos intermedios de la clasificación utilizando el algoritmo See5/C5.0 a partir de la integración bidireccional de QGIS y el paquete estadístico R, que permite la ejecución de algoritmos externos de R desde su módulo de procesamiento. Por otra parte, se puede acceder a múltiples funcionalidades de QGIS desde la consola de R a través de la librería RQGIS. Esta integración bidireccional permite el desarrollo de funcionalidades personalizadas mediante el uso combinado del lenguaje de programación Python y QGIS (*PyQGIS scripts*) a través de la API de QGIS y la utilización de diferentes herramientas de geoprocésamiento de otros proveedores (GDAL, GRASS GIS, the Orfeo Tool Box, SAGA GIS), constituyéndose como un ecosistema de herramientas de software libre especialmente atractivo para el diseño, implementación, depuración y testeo de la metodología propuesta. La metodología seguida en cada uno de estos tres entornos de software es la siguiente:

a) ERDAS IMAGINE®:

Las pruebas de clasificación realizadas se han realizado en la zona test seleccionada de Barrax (provincia de Albacete). Se ha realizado en todos los casos clasificación automática supervisada de ERDAS utilizando el algoritmo de máxima verosimilitud de imágenes de la campaña agrícola de año 2015, es decir, considerando las fechas disponibles, para cada una de las pruebas realizadas, desde el 1 de octubre de 2014 al 1 de octubre de 2015.

La verdad terreno utilizada, tanto para áreas de entrenamiento como para validación, ha sido la información de las parcelas de ESYRCE. La información vectorial contenida en esta base de datos agrupada en una serie de clases adecuadas para el estudio se ha convertido a formato ráster. Este formato permite extraer las firmas espectrales de cada clase en ERDAS de forma más sencilla.

Se han clasificado los siguientes conjuntos de datos:

- a) Imágenes Landsat 8, solamente las originales libres de nubes (13 fechas disponibles)
- b) Todas las imágenes Landsat 8, tanto las libres de nubes como las que tenían nubes (33 fechas disponibles)
- c) Compuestos sin nubes Landsat 8, en niveles digitales intercalibrados (28 fechas disponibles)
- d) Compuestos sin nubes Landsat 8 de fechas sintéticas generadas cada 15 días (24 fechas disponibles).

La evaluación de la calidad de las diferentes clasificaciones realizadas se obtiene mediante el cálculo de la matriz de confusión generada en ArcGis mediante el cruce espacial de los datos de las clasificaciones con los datos de la

verdad terreno. Las superficies así generadas permiten el cálculo de las precisiones de cada una de las clases, así como la precisión global y el coeficiente Kappa.

b) QGIS-SCP: en el momento de este artículo no se ha obtenido un rendimiento satisfactorio con este plugin, para series multitemporales de imagen. En los próximos días analizaremos el problema y las posibles soluciones.

c) See5: Se ha probado tanto sobre una máquina virtual Linux como la Integración con QGIS a través del paquete estadístico R.

Los resultados son similares, por lo que se comentarán solamente estos últimos. Se ha realizado el cálculo de la clasificación a partir de dos conjuntos de datos:

- a) las bandas 4, 5 y 6 originales de Landsat 8 (excluyendo la B1 "coastal" y la B9 "cirrus")
- b) las bandas de las fechas sintéticas generadas con un intervalo temporal de 5 días en el ámbito geográfico de Barrax.

Tras el estudio detallado de clases que se dan en la zona, se decidió utilizar las imágenes de todo un año, en total 31 fechas para el primer conjunto de datos y 71 fechas para el segundo. En primer lugar se generaron los datos necesarios en un formato entendible por el algoritmo C5.0/See5. Utilizando las librería ráster y rgdal de R, se crea un ráster multibanda compuesto por los datos de polígonos de entrenamiento procedentes de ESYRCE, MFE y SIOSE e imágenes disponibles en cada conjunto de datos, que son posteriormente exportados a una matriz de dimensión m filas × n columnas, donde m es el número de píxeles con valor de clase ESYRCE y n es el valor de ND de las bandas de cada una de las fechas seleccionadas. Finalmente, se depura el fichero generado mediante un script Python.

A continuación se procede a la selección de una muestra para validación del algoritmo que posteriormente será entrenado. Se han aplicado las siguientes proporciones de entrenamiento – validación sobre los 84785 píxeles que conforman el conjunto de la muestra verdad-terreno (Tabla 1): 90% - 10%, 50% - 50% y 10% - 90%.

Tabla 1.

Entrenamiento		Validación	
%	Nº píxeles	%	Nº píxeles
90%	76.308	10%	8.477
50%	42.392	50%	42.393
10%	8.480	90%	76.305

La evaluación de la calidad de la clasificación realizada se obtiene a partir del cálculo de la matriz de confusión y los estadísticos asociados de cada clase estudiada utilizando la librería "caret" en entorno R (*Classification And REgression Training*):

- (i) Matriz de confusión predicciones vs. verdad – terreno,
- (ii) Estadísticas generales: precisión global y coeficiente Kappa,
- (iii) Estadísticas por clase: sensibilidad, especificidad, valor predictivo positivo, valor predictivo negativo, prevalencia, tasa de detección y prevalencia de detección.

Finalmente, se obtiene la imagen de clasificación (Figura 2) a partir del cálculo de la predicción de la clase de cada uno de los píxeles que conforman las mediciones originales y la transformación del vector de datos resultante a un formato ráster. Este paso también contempla la eliminación del efecto "sal y pimienta" con herramientas de GDAL.

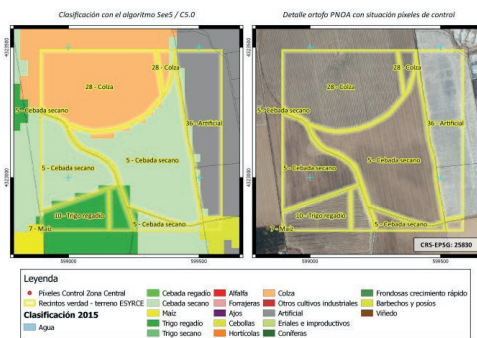


Figura 2. Aspecto visual de clasificación realizada

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Por su parte, utilizando el algoritmo C5.0/See5 con las proporciones de entrenamiento/validación señaladas y los tres conjuntos de datos de entrada, se obtienen los siguientes resultados (Tabla 2).

Tabla 2.

Tipo bandas	Nº Escenas	Nº Bandas	Train Test		Precisión global	
			%	%	(%)	Kappa
Originales	31	4, 5 y 6	90	10	93,18	91,87
			50	50	90,68	88,81
			10	90	81,88	78,20
Sintéticas	71	4, 5 y 6	90	10	81,66	78,02
			50	50	78,57	74,27
			10	90	70,92	65,04
Sintéticas	71	1,2,3,4, 5,6 y 7	90	10	83,74	80,26
			50	50	80,75	76,86
			10	90	72,34	66,69

Se comprueba que la precisión global y el coeficiente Kappa derivados del procesamiento con la metodología descrita, son ligeramente peores en todos los escenarios propuestos, con la utilización de las bandas sintéticas.

Utilizando 3 bandas originales el coeficiente Kappa tiene un rango de valores que oscila entre 0,91 (train 90 – test 10) y 0,78 (train 10 – test 90). Por su parte, con el conjunto de datos de las 7 bandas de imágenes sintéticas, se obtiene un rango entre 0,80 y 0,67, respectivamente, lo cual habla en favor de la robustez del algoritmo C5.0/See5 frente a las nubes y sombras de nubes.

El desglose por fuente de recintos verdad – terreno es el siguiente:

Las superficies artificiales no tienen correspondencia entre la signatura espectro-temporal y la cobertura, por lo que habría que evaluar en estas superficies la utilidad de otras fuentes de datos como: Catastro de la propiedad urbana/rústica, ortofotos, nubes de puntos Lidar, etc.

Los resultados del presente estudio confirman esta afirmación. Finalmente, los estadísticos obtenidos para las clases con una mayor frecuencia de aparición (cebada secano, maíz, trigo regadío, barbechos y posos) siguen la tendencia global del estudio realizado, con resultados parecidos o ligeramente mejores utilizando las bandas originales de L8 respecto a las bandas sintéticas. Los resultados de las clasificaciones pueden verse en la Figura 4.

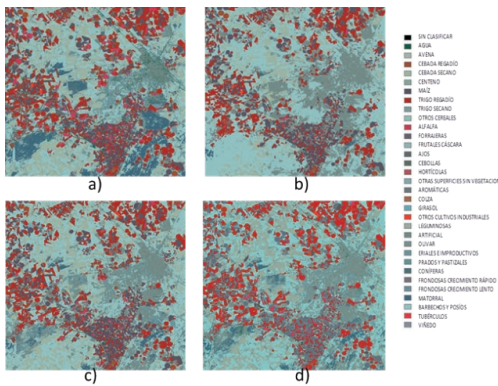


Figura 4. Aspecto visual de las clasificaciones.

Algunos temas que quedan abiertos son:

- Hemos supuesto un solo cultivo por cada año agronómico, pero en ciertas zonas es frecuente la implantación de más de un cultivo el mismo año (ej: dobles cosechas primavera y verano), por lo que se debería afrontar estas situaciones con el mayor rigor posible.
- Los fenómenos “pasajeros” o “dinámicos” como inundaciones o simples charcos, nieves o perpetuas, etc. influyen en la signatura espectro-temporal, pero no tienen correspondencia con clases anuales, que en principio son las que buscamos.
- Los invernaderos y cultivos bajo plástico esconden una enorme variedad y valor de cultivos, que no se pueden detectar por satélite.

6. CONCLUSIONES

En el momento de redactar este artículo solo tenemos conclusiones provisionales, que esperamos depurar en los próximos meses.

En cuanto a las imágenes de entrada a utilizar, en teoría sólo See5 es robusto frente a las imágenes originales con nubes. Los algoritmos más clásicos (ej: *maximum likelihood*, *artificial neural network*, *decision tree*, *support vector machine*, etc.) necesitan trabajar con

imágenes totalmente limpias de nubes (cosa que tradicionalmente se ha conseguido en una zona test por el sencillo procedimiento de elegirla completamente dentro de una escena de Landsat, o mejor aún en la zona de solape de dos escenas), para que todos los píxeles tuviesen las mismas fechas disponibles y quedarse sólo con aquellas fechas en que toda la zona test aparezca libre de nubes. Ese método, sin embargo, no es aplicable al caso de un territorio extenso, porque las fechas disponibles no son las mismas en las distintas zonas y no hay ninguna fecha libre de nubes en toda la zona de trabajo.

Por lo tanto, la conclusión provisional, a confirmar en los próximos meses, es que si se quiere aplicar los algoritmos clásicos es necesario generar previamente compuestos sin nubes de fechas sintéticas, iguales para toda la zona de trabajo.

Por otro lado, la integración bidireccional de QGIS y el algoritmo See5 a través de R se muestra como un entorno especialmente apropiado para el diseño, implementación, depuración y testeo de la metodología de clasificación propuesta.

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad en el marco del Programa Estatal de Fomento de la Investigación Científica y Técnica de Excelencia, proyecto coordinado “Ingenio L2”

7. BIBLIOGRAFÍA

- Mapa de cultivos y superficies naturales de Castilla y León Vicente del Blanco Medina y David A. Nafra García. *XVI Congreso de la Asociación Española de Teledetección*. Sevilla 21-23 octubre 2015.
- Boryan, C., Yang, Z., Mueller, R., Craig, M. 2011. Monitoring US agriculture: the US Department of Agriculture, National Agricultural Statistics Service. *Cropland Data Layer Program. Geocarto International* 26(5), 341-358.
- Tejero, J., Villa, G., Doménech, E., Peces, J.J., Plaza, N., Bautista, N. 2013. Obtención de imágenes sintéticas diarias por integración espectrotemporal. *XV Congreso de la Asociación Española de Teledetección*, Madrid, España, 2013.
- Congedo, L. 2016. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Release 5.3.6.1. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1>
<https://www.rulequest.com/see5-info.html>
<https://www.r-project.org/>
<https://cran.r-project.org/web/packages/C50/index.html>
<http://www.qgis.org/es/site/>

Una respuesta operativa a los requisitos EMSA para la detección de embarcaciones sobre imágenes SAR y correlación con datos AIS

de la Mata Moya, D. A. ⁽¹⁾, Jarabo Amores, M. P. ⁽¹⁾, Benito Ortiz, M. C. ⁽¹⁾, Gallego Reina, G. ⁽¹⁾,
Moreno Burgos, V. ⁽²⁾, Cerezo, F. ⁽²⁾, Cicuéndez Perez, J. I. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Departamento de Teoría de la Señal y Comunicaciones, Universidad de Alcalá Escuela Politécnica Superior, Campus Universitario, 28805 Alcalá de Henares, España.

{david.mata, mpilar.jarabo, benito.cortes, guillermo.gallego}@uah.es

⁽²⁾ HISDESAT, Paseo de la Castellana, 149, 28046, Madrid, España. {vmoreno, fcerezo, jicicuendez}@hisdesat.es

Resumen: Se presenta la validación de una respuesta tecnológica al problema de la detección y monitorización de embarcaciones utilizando datos adquiridos por sensores SAR (*Synthetic Aperture Radar*) satelitales, cumpliendo los requisitos definidos por la EMSA (*European Maritime Safety Agency*). La detección de embarcaciones propuesta se basa en un test de hipótesis binario que decide la presencia o ausencia de blanco a nivel de pixel utilizando un umbral adaptativo en función de las estadísticas locales asociadas a los retornos del mar modelados con una función de densidad de probabilidad Gamma generalizada. También se propone la correlación de los blancos detectados con datos AIS (*Automatic Identification System*) pre-procesados. Los resultados presentados, tanto en términos de tiempo de procesado como de capacidades detectoras, confirman que la solución propuesta cumple con los requisitos EMSA.

Palabras clave: SAR, EMSA, detección radar, AIS.

An operational solution to EMSA requirements for vessel detection on SAR images and AIS data correlation

Abstract: This work tackles the validation of a technological response to the problem of vessel detection and monitoring using data acquired by Synthetic Aperture Radar satellite sensors, that fulfils the requirements defined by the European Maritime Safety Agency. The proposed vessel detection is based on adaptive thresholding technique capable of deciding at the pixel level by modelling the marine clutter with a generalized Gamma. Correlation of detected targets with Automatic Identification System data is also proposed. The presented results, both in terms of processing time and detection capabilities, confirm that the proposed solution complies with EMSA requirements.

Keywords: SAR, EMSA, radar detection, AIS.

1. INTRODUCCIÓN

La EMSA (*European Maritime Safety Agency*) estableció bajo la regulación 1406/2002/EC el objetivo de asegurar un alto, uniforme y efectivo nivel de seguridad marítima (EMSA, 2015). En este proyecto, se propone una respuesta tecnológica y operativa al problema de la detección y monitorización de embarcaciones haciendo uso de imágenes SAR (*Synthetic Aperture Radar*) adquiridas por sensores satelitales de observación de la Tierra y datos AIS (*Automatic Identification System*) del tráfico marítimo en el área de interés.

Actualmente, hay un creciente interés en la tecnología SAR debido a las claras ventajas que presenta frente a los sistemas ópticos. Los sensores SAR son capaces de obtener imágenes de grandes superficies marítimas independientemente de la luz solar y las condiciones climatológicas, convirtiéndose en herramientas con gran potencial en aplicaciones de gestión de tráfico marítimo, emergencias, desastres naturales y artificiales, vigilancia y seguridad. Sin embargo, en la actualidad no se dispone de herramientas de explotación de los mismos que resulten robustas y de probada fiabilidad.

TerraSAR-X y TanDEM-X (TERRASARX 2017), Sentinel 1A y 1B (ESA2017) son sensores o constelaciones

de satélites en activo. Está previsto el lanzamiento del sensor PAZ, primer sensor SAR satelital español, que situará a España en la primera fila en esta tecnología con una serie de valores añadidos (PAZ, 2017): Posibilidad de operar en constelación con TerraSAR-X y TanDEM-X y la incorporación de un sistema AIS en su plataforma satelital.

La detección de embarcaciones suele utilizar técnicas CFAR (*Constant False Alarm Rate*) para mantener la tasa de falsa alarma ante variaciones locales del clutter marino. Estos esquemas se basan en modelos estadísticos que se ajusten a los retornos del mar en imágenes SAR (Martín de Nicolás *et al.*, 2014). El resultado consiste en grupos de píxeles etiquetados como potenciales embarcaciones, de las que se extrae el mayor número de características que permita comparar estos resultados con los datos proporcionados por otros sensores relacionados con la Situación de Reconocimiento Marítimo (*Maritime Domain Awareness*), como por ejemplo, la información AIS proporcionada a través de los propios barcos y relativa a su posición y otras informaciones relevantes.

Ante este nuevo escenario, se propone una herramienta que permita a un usuario inexperto la detección de embarcaciones y generación de datos VDS (*Vessel*

Detection System) a partir de imágenes SAR adquiridas con diferentes sensores (TerrasAR-X, Tandem-X, Sentinel 1 y el futuro PAZ) capaces de cubrir grandes áreas marítimas. Los datos VDS se co-registrarán con datos AIS para mejorar tanto las tareas de vigilancia y control del tráfico, la pesca y la polución ilegal, como las tareas asociadas a la seguridad de las propias embarcaciones. Dada la aplicación considerada y las inherentes características cambiantes, se requiere que la herramienta cumpla los requisitos casi en tiempo real (NRT, *Near Real Time*). En la Tabla 1, se detallan los periodos de latencia máximos definidos por la EMSA desde la adquisición de datos SAR hasta la generación de datos VDS.

Tabla 1. Requisitos de la EMSA relacionados con el tiempo de procesado.

Resolución	Tiempo máximo de procesado
Muy alta ($x \leq 4$ m)	30 min
Alta ($4 \text{ m} < x \leq 30$ m)	30 min
Media ($30 \text{ m} < x \leq 150$ m)	30 min
	(área $\leq 150.000 \text{ km}^2$)

2. GENERACIÓN DE DATOS VDS A PARTIR DE IMÁGENES SAR

El problema de la detección de embarcaciones en imágenes SAR engloba las etapas básicas que se describen en la Figura 1. Como resultado, se generan los datos VDS. Se propone utilizar una máscara externa que utiliza datos de elevación del terreno adquiridos con el sensor satelital ASTER para definir el área de búsqueda sobre la que se aplica un detector CFAR.

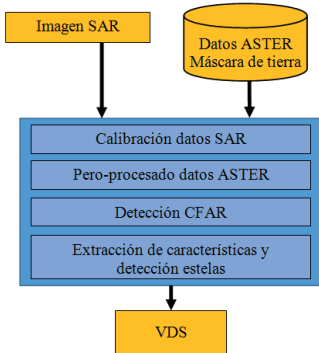


Figura 1. Esquema de procesado para obtener el producto VDS.

En la mayoría de las soluciones propuestas en la bibliografía, la imagen SAR se compara con un umbral adaptativo a nivel de píxel, aprovechando la resolución de la imagen para el posterior proceso de extracción de características (An *et al.*, 2014). El umbral se calcula en función de los estadísticos presentes en la ventana de referencia definida entorno al píxel bajo test. La amplitud e intensidad de las muestras de clutter SAR

marino no se ajusta al modelo Gaussiano, por lo que se han propuesto numerosas distribuciones estadísticas que han proporcionado buenos resultados para diferentes imágenes obtenidas con diferentes sensores, modos de adquisición y estados de la mar. Algunos ejemplos son: Weibull, Log-Normal, K-distribuido, Gamma, Rayleigh, Exponencial, etc (Martín de Nicolás *et al.*, 2014). En este trabajo se ha utilizado el detector descrito en (Martín de Nicolás, J. *et al.*, 2015) que se basa en un modelado de la intensidad de los ecos del mar con una distribución Gamma generalizada. En (Martín de Nicolás *et al.*, 2015) se demuestra que este modelo se ajusta a los datos reales adquiridos por TerraSAR-X y Sentinel 1 de forma eficaz para diferentes estados del mar. El esquema de detección implementado comienza dividiendo la imagen en bloques, eliminando los puntos brillantes asociados a las embarcaciones o espurios debidos a la formación de la imagen y estimando los parámetros de la Gamma generalizada correspondientes a los ecos del mar. Con estos parámetros se determina un umbral local para cada bloque que se utiliza para determinar la presencia de blanco a nivel de píxel.

Para mejorar la precisión de la detección se pueden eliminar los falsos positivos debidos a la presencia de ambigüedades (acimut y rango) asociadas a blancos con alta sección radar, ya sean barcos o zonas costeras urbanas en la imagen. Este fenómeno se debe a procesos de *aliasing* en la generación de la imagen y está completamente caracterizado (Velotto *et al.*, 2014). Generalmente las ambigüedades en rango siempre quedan fuera de la imagen, pero las posiciones de los falsos positivos en azimut pueden ser identificadas para eliminar las falsas alarmas. Aunque en el caso de los modos IW y EW (*Interferometric Wide swath* y *Extra Wide swath* respectivamente) generados por Sentinel 1 este proceso se complica por la aparición de blancos fantasmas, también desplazados en azimut, cuya localización exacta no es conocida, aunque siempre aparecen a una distancia menor que las ambigüedades en azimut (Harm Greidanus, 2014).

La siguiente etapa de procesado se centra en la extracción de las siguientes características, según los requisitos de la EMSA, sobre los clústeres detectados para formar los datos VDS:

- Coordenadas de los barcos: de imagen, UTM (*Universal Transversal Mercator*) y geográficas.
- Vector de desplazamiento que permite corregir la posición de un barco detectado en movimiento.
- Velocidad estimada del barco
- Rumbo del barco
- Tamaño del barco (longitud y ancho)

3. CORRELACIÓN CON DATOS AIS

Para la mejora de la calidad y del grado de confianza de los datos VDS, se considera la correlación de las detecciones declaradas con información AIS disponible. El sistema AIS permite a las embarcaciones comunicar su posición y otras informaciones relevantes para gestionar de manera eficiente el tráfico marítimo. Sin embargo, los

datos AIS no son siempre un reflejo de la realidad ya que los equipos AIS podrían estar fuera de servicio y las embarcaciones menores de los 15 m no están obligadas a incorporar equipos AIS.

La arquitectura de procesamiento para la correlación de los datos VDS y AIS se describe en la Figura 2. El pre-procesado de los datos AIS consiste en una sincronización espacio-temporal con la imagen SAR, es decir, a partir de las dinámicas descritas en los datos AIS, se pretende determinar los barcos presentes en el espacio delimitado por la imagen AIS en el instante de adquisición y su posición exacta en coordenadas de imagen. La correlación de las embarcaciones utiliza información tanto de la posición de los blancos declarados en los datos VDS como de la similitud en términos de tamaño, rumbo y velocidad también incluidas en los datos VDS (Lehner et al., 2015).

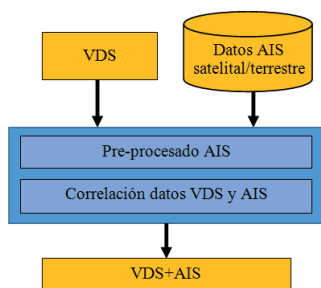


Figura 2. Esquema de procesamiento para obtener el producto VDS+AIS

4. RESULTADOS

En este apartado, se presentan los productos VDS+AIS obtenidos con imágenes adquiridas por TerraSAR-X y Sentinel 1. Las imágenes utilizadas se presentan en la Figura 3 y, en la Tabla 2, se resumen las características más importantes.

Estas imágenes de test se han utilizado para confirmar el funcionamiento de la herramienta presentada en diferentes bandas y con diferentes estados del mar. La imagen TerraSAR-X está centrada en el puerto de Singapur y la de Sentinel 1 en el de Copenhague. También se presentarán los tiempos de procesamiento obtenidos con una estación de trabajo HP Z620 con 2 procesadores Intel Xeon E5-2620 a 2,10 GHz y con 64 GB de RAM para comprobar que se cumplen los requisitos de la EMSA definidos en la Tabla 1.

Tabla 2. Características principales de los datos SAR.

Características	TerraSAR-X	Sentinel 1
Banda	X	C
Tipo de producto	GEC/SD	GRD
Modo	SM	IW
Polarización	HH	VV
Resolución píxel	1,25 m	10 m
Área	3140 km ²	44000 km ²

4.1. Producto VDS+AIS a partir de datos TerraSAR-X

En la Figura 4, se presenta el mismo bloque de la imagen de partida para comparar los resultados obtenidos en los productos VDS y VDS+AIS.

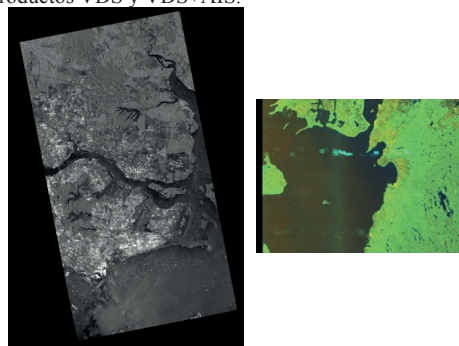


Figura 3. Imágenes adquiridas por TerraSAR-X (izquierda) y por Sentinel 1 (derecha).

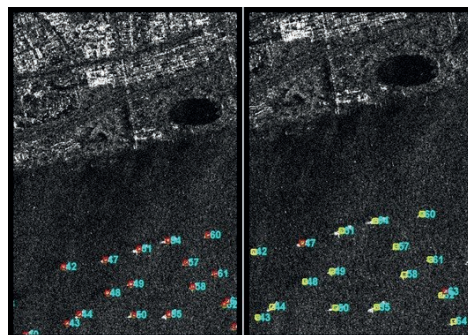


Figura 4. Zooms de los productos VDS y VDS+AIS obtenidos al procesar la imagen de Singapur (en amarillo se resaltan los blancos VDS con identificación AIS y en rojo los barcos sin identificación).

Tras procesar los datos SAR, han resultado 465 embarcaciones detectadas en el entorno del puerto. Para la correlación AIS, se ha partido de un fichero XML con datos de tráfico marítimo actualizado cada hora. Se ha implementado el pre-procesado adecuado y, en el tiempo y espacio asociados a los datos SAR, hay un total de 315 embarcaciones con datos AIS. El número de datos VDS suele ser mayor que el de AIS, debido posiblemente a barcos con el AIS apagado, sin equipo AIS o falsas alarmas. Si definimos la probabilidad de detección como el porcentaje de barcos con datos AIS que han sido co-registrados con datos VDS, el resultado obtenido es PD=63,81%. Conviene comentar que dicho porcentaje se ve limitado por la baja frecuencia de refresco de los datos AIS que puede conllevar a errores en la estimación de las maniobras de las embarcaciones y su correspondiente posición en el instante de adquisición. El tiempo de cómputo total es de 12 min mucho menor que los 30 min establecidos para generar el producto SAR y obtener el producto VDS+AIS.

4.2. Producto VDS+AIS a partir de datos Sentinel 1

Por último, se presentan los resultados obtenidos a partir de la imagen adquirida por Sentinel 1 y datos AIS asociados al puerto de Copenhague. El tiempo de procesado resultante ha sido de 15 min y $P_b=82,55\%$, un mejor resultado que en banda X debido a la mayor tasa de reposición de los datos AIS disponible para este escenario. En la Figura 5 se muestra un zoom del producto VDS+AIS y en la Tabla 3 se resumen los datos del barco etiquetado como 140 en la Figura 5.

En la Figura 6 se detalla otra área de la misma imagen donde se muestra las detecciones asociadas al parque eólico de Anholt que, por supuesto, no tiene identificación AIS. En este caso se tratan de falsas alarmas que justifican que el número de datos VDS (212) sea mayor que los datos AIS (129).

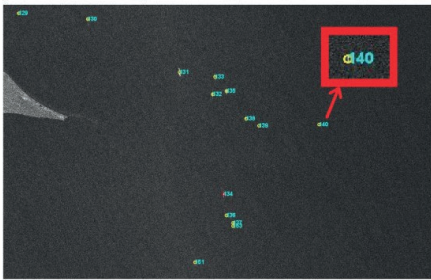


Figura 5. Zoom 1 del producto VDS+AIS obtenido al procesar la imagen adquirida por el Sentinel 1.

Tabla 3. Datos VDS y AIS del barco 140.

Características	Datos VDS	Datos AIS
Nombre	140	DARINA
Rumbo	73,21°	87,64°
Tamaño	60,82x4,94 m	63x11 m
Velocidad	0	2,13 m/s

5. CONCLUSIONES

En este trabajo, se presenta una herramienta que responde a los requisitos EMSA para utilizar diferentes sensores satelitales SAR de observación de la tierra para la detección de embarcaciones y monitorización del tráfico marítimo. La arquitectura de procesado comienza con la obtención de datos VDS aplicando un detector CFAR basado en estimaciones de los estadísticos locales de la distribución Gamma generalizada que más se ajusta con las variaciones del clutter marino. El detector propuesto decide a nivel de pixel permitiendo una estimación más precisa en la etapa de extracción de características.

Posteriormente se comparan los datos VDS con datos AIS para mejorar el nivel de confianza de las detecciones. Los datos AIS deben ser pre-procesados para ajustarlos temporal y espacialmente a los datos VDS. El tamaño mínimo de barco detectable y la precisión de las estimaciones relacionadas está directamente relacionado con el tipo de producto SAR usado como entrada en el procesado de la herramienta. Se han utilizado imágenes

adquiridas por los sensores TerraSAR-X y Sentinel 1 para validar la herramienta propuesta. Los resultados presentados cumplen con los requisitos temporales especificados por la EMSA.

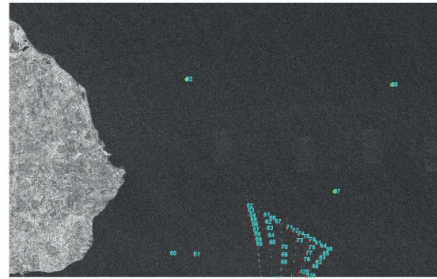


Figura 6. Zoom 2 del producto VDS+AIS obtenido al procesar la imagen adquirida por el Sentinel 1.

6. AGRADECIMIENTOS

Este Proyecto ha sido parcialmente financiado por la Universidad de Alcalá bajo el proyecto CCG2016/EXP079 e Hisdesat bajo el proyecto 37/2016.

7. BIBLIOGRAFÍA

An, W. et al., 2014. An Improved Iterative Censoring Scheme for CFAR Ship Detection With SAR Imagery. *IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing*, 52(8), 4585-4595.

EMSA. 2015. Invitation to tender EMSA/OP/17/2014 concerning contracts for maritime surveillance from TerraSAR-X/Tandem-X/PAZ products.

ESA. 2017. Earth Sample data. <https://earth.esa.int>

Harm Greidanus, C.S. 2014. First Analyses of Sentinel-1 Images for Maritime Surveillance. *JRC Science and policy reports*, 1-56.

Lehner, S. et al., 2015. Maritime products using TerraSAR-x and Sentinel-1 imagery. *36th Int Symp on Remote Sensing of Environment*, pp 967-973.

Martín de Nicolás, J. et al., 2014. Statistical Analysis of SAR Sea Clutter for Classification Purposes. *Remote Sensing*, 6(1), 9379-9411.

Martín de Nicolás, J. et al., 2015. A Non-Parametric CFAR Detection Based on SAR Sea Clutter Statistical Modeling. *IEEE Int Conf on Image Processing (ICIP 2015)*, pp. 4426-4430.

PAZ 2017. Misión del satélite PAZ. http://www.hisdesat.es/esp/satelites_observ-paz.html

TERRASARX 2017. Germany's radar eye in space. <http://www.dlr.de/>

Velotto, D. et al., 2014. On the use of full polarimetric SAR data to remove azimuth ambiguity: Application ship detection. *European SAR Conf*, pp. 712-715.

Evaluación de técnicas de reducción de la dimensionalidad en imágenes hiperespectrales y su aplicación para la clasificación de ecosistemas terrestres

Ibarrola-Ulzurrun, E. ^(1,2), Gonzalo-Martín, C. ⁽²⁾, Marcello, J. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Instituto de Oceanografía y Cambio Global, IOCAG, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, ULPGC, Parque Científico Tecnológico Marino de Taliarte, s/n, 35214, Telde, Las Palmas, España. edurne.ibarrola101@alu.ulpgc.es.

⁽²⁾ Escuela Técnica Superior de Ingenieros Informáticos, Universidad Politécnica de Madrid, UPM, Campus de Montegancedo, 28223, Pozuelo de Alarcón, Madrid, España.

Resumen: Las imágenes hiperespectrales tienen una resolución espectral extremadamente alta lo que supone una mayor complejidad y un elevado tiempo de cómputo. En este contexto, la reducción de la dimensionalidad es necesaria para permitir la aplicación eficiente de algoritmos de clasificación, así como la obtención de mapas temáticos más precisos donde la información utilizada para el proceso de clasificación depende del método de reducción. Por ello, tras una revisión del estado del arte, se ha observado la carencia de un estudio comparativo sobre las técnicas más usadas en la reducción de la dimensionalidad de las imágenes hiperespectrales. En este sentido, se han comparado las estrategias más comunes de reducción de la dimensionalidad, *Principal Component Analysis* (PCA), *Minimum Noise Factor* (MNF) e *Independent Component Analysis* (ICA), y evaluado su influencia en la clasificación de una imagen hiperespectral de alta resolución espacial del sensor CASI (*Compact Airborne Spectrographic Imager*), a través del algoritmo *Support Vector Machine* (SVM). Además, se han evaluado distintos métodos para determinar el número de componentes adecuado con información suficiente para una posterior clasificación.

Palabras clave: hiperespectral, reducción de la dimensionalidad, PCA, MNF, ICA, CASI, clasificación.

Evaluation of dimensionality reduction techniques in hyperspectral imagery and their application for the classification of terrestrial ecosystems

Abstract: *Hyperspectral imagery has an extremely high spectral resolution, which implies a greater complexity and high computation time. In this context, the dimensionality reduction is necessary to allow the efficient application of classification algorithms, as well as obtaining more precise thematic maps where the information used for the classification process depends on the reduction method. Therefore, after a review of the state of art, it has been observed the lack of a comparative study on the most used techniques in the dimensionality reduction process of hyperspectral imagery. In this context, it was compared the most common dimensional reduction strategies, Principal Component Analysis (PCA), Minimum Noise Factor (MNF) and Independent Component Analysis (ICA), and to evaluate its influence on the classification of a hyperspectral high-resolution image of CASI sensor (Compact Airborne Spectrographic Imager), through the Support Vector Machine (SVM) algorithm. In addition, different methods have been evaluated to determine the appropriate number of components with enough information for further classification.*

Keywords: *hyperspectral, dimensionality reduction, PCA, MNF, ICA, CASI, classification.*

1. INTRODUCCIÓN

Las imágenes hiperespectrales proporcionan información en muchas regiones del espectro electromagnético, cubriendo las bandas espectrales del visible, infrarrojo cercano y lejano. En comparación con las imágenes multispectrales tradicionales de alta resolución espacial, las imágenes hiperespectrales tienen una resolución espectral extremadamente alta que mejora la capacidad de detección de los objetos terrestres, además existen métodos de clasificación para estas imágenes más flexibles basados en el reconocimiento de patrones y en métodos de comparación espectral (Li *et al.*, 2014).

La mayor dificultad encontrada en las imágenes hiperespectrales es la gran dimensionalidad de los datos disponibles, lo que da lugar al fenómeno 'Hughes' (Hughes 1968), el cual especifica que el tamaño de muestras de entrenamientos o ROIs (*Regions of Interest*) requeridas para un determinado clasificador incrementa exponencialmente con el número de bandas

espectrales (Ghamisi *et al.*, 2015). Por ello, la reducción de la dimensionalidad es necesaria para obtener mapas temáticos más precisos.

Las técnicas de reducción de la dimensionalidad buscan los mejores subespacios para representar datos mediante la optimización de funciones objetivo. Por ejemplo, *Principal Component Analysis* (PCA), *Minimum Noise Fraction* (MNF) o *Independent Component Analysis* (ICA) son algoritmos ampliamente utilizados donde el número de componentes extraídos es significativamente reducido comparando con la dimensión original de la imagen (Ren *et al.*, 2014).

Tras un análisis del estado del arte, se ha observado la carencia de un estudio comparativo sobre las técnicas más usadas en la reducción de la dimensionalidad en imágenes hiperespectrales. Existen estudios que comparan el PCA y el MNF como Luo *et al.*, 2016 y otros estudios que analizan el comportamiento de ICA (Villa *et al.*, 2009) o mejoran la técnica (Li *et al.*, 2014),

sin hacer una comparativa con los métodos más comunes utilizados en este ámbito. Por otro lado, estudios previos (Ghamisi et al., 2015; Liao et al., 2014; Mücher et al., 2013), han usado un pequeño número de componentes para obtener mapas de clasificación adecuados. Sin embargo, en dichos estudios, la decisión de tomar un número de componentes se determina a nivel visual o a través de los valores propios (*eigenvalues*).

De este modo, nuestro primer objetivo es realizar un estudio comparativo de las técnicas tradicionales de reducción de la dimensionalidad, PCA, MNF e ICA, así como estudiar qué bandas obtenidas a través de dichas técnicas disponen de mayor información o son más útiles para obtener una clasificación adecuada de una imagen hiperespectral del sensor CASI (*Compact Airborne Spectrographic Imager*). Con el fin de evaluar las técnicas de reducción de dimensionalidad, se utilizó un modelo de clasificación robusto como es el algoritmo *Support Vector Machine* (SVM), siendo una alternativa eficiente para la clasificación de las imágenes hiperespectrales. Por otro lado, se establecieron distintos métodos que podrían facilitar la determinación del número de componentes adecuado, con información suficiente para una posterior clasificación.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio y Datos Imagen

El área de estudio está situada en una zona costera del norte de España, concretamente en Reborio (Asturias). La imagen fue adquirida en 2011 a través del sensor CASI. La imagen está corregida radiométricamente y georeferenciada (Nivel de producto L1b). Se dispone de una imagen de tamaño 1752x3325 con 144 bandas espectrales y una resolución espacial de 1 metro.

2.2. Metodología

La Figura 1 muestra los pasos seguidos en el estudio.

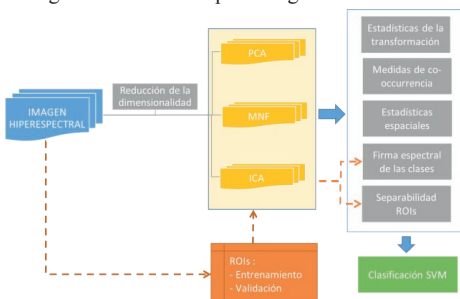


Figura 1. Diagrama de flujo.

2.2.1. Métodos de Reducción de la Dimensionalidad

Se realizó un análisis preliminar basado en los tres métodos de reducción de dimensionalidad: PCA, MNF e ICA para determinar el número de componentes que contienen la mayor parte de la información estadística (más del 99%).

2.2.2. Evaluación de las técnicas

SVM es elegido para evaluar los resultados obtenidos para cada técnica de reducción de la dimensionalidad.

Se llevó a cabo escogiendo los 5, 10, 15, 20, 25 y 30 primeros componentes tras realizar los tres métodos de reducción de la dimensionalidad (PCA, MNF e ICA).

2.2.3. Determinación del número de componentes

El método utilizado para la validación de la clasificación se conoce como validación cruzada en la que los datos de entrada se dividen en muestras de entrenamiento y validación (ROIs de entrenamiento y validación) seleccionadas aleatoriamente, donde las muestras de validación se evalúan contra las muestras de entrenamiento para comprobar si el clasificador puede reproducir la salida conocida, mediante la medida de Precisión General u *Overall Accuracy*, dada en porcentaje. Las clases escogidas para la clasificación fueron bosque (4797 píxeles), pradera (6501 píxeles), carretera (1226 píxeles), sombras (2428 píxeles), arena (1574 píxeles), suelo desnudo (760 píxeles), urbano (1090 píxeles), agua (6886 píxeles) y olas (141 píxeles).

Se evaluaron distintas estrategias para estudiar el número de componentes que contenían la mayor parte de la información estadística en cada uno de los métodos de reducción de la dimensionalidad (Figura 2):

- Estadísticas básicas: es el método más común utilizado en la bibliografía. Se analizan los *eigenvalues* de los componentes obtenidos.
- Medidas de co-ocurrencia: se aplican filtros de textura de segundo orden basados en una matriz de co-ocurrencia. Estos filtros incluyen media, varianza, homogeneidad, contraste, disimilitud, entropía, segundo momento y correlación (Richards 1999).
- Estadísticas espaciales: buscan áreas específicas en una imagen que tienen grupos de valores similares o diferentes. El índice de Moran identifica la agrupación de píxeles, donde los valores positivos indican un grupo de valores similares, mientras que los valores negativos no implican agrupamiento. El índice de Geary identifica áreas de alta variabilidad entre un valor de píxel y sus píxeles vecinos, siendo útil para detectar áreas de borde entre grupos y otras áreas con valores vecinos diferentes (Richards 1999).
- Firmas espectrales de las clases: es dependiente de las clases determinadas por cada usuario, así como del tipo de imagen. Dichas firmas espectrales tendrán valor en las componentes con información.
- Separabilidad de los ROIs: del mismo modo que las firmas espectrales, es dependiente de las clases escogidas por el usuario. Se determina a través de la medida de Divergencia Transformada, donde valores mayores de 1.9 indican que el par de ROIs tiene una buena separabilidad (Richards 1999).

3. RESULTADOS

3.1. Resultados de clasificación para cada técnica

El clasificador SVM fue entrenado con un número diferente de componentes de los tres métodos de reducción de dimensionalidad considerados. La Figura 2 muestra la Precisión General u *Overall Accuracy* (OA) para cada método y para un determinado número de componentes. Se observa como PCA y MNF se estabilizan utilizando 10 componentes, mientras que ICA necesita al menos 15

para estabilizarse, siendo su *OA* la más baja. La mejor clasificación se obtiene usando 10 componentes del MNF, con una *OA* de 96.7%.

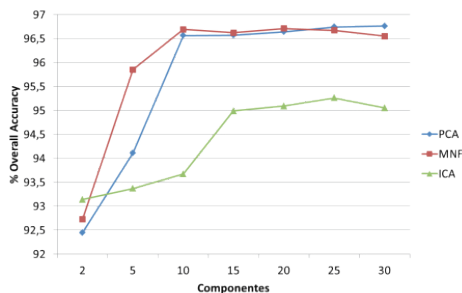


Figura 2. Precisión General de la clasificación con SVM para diferente número de componentes.

3.2. Resultados de los métodos para la determinación de componentes

Los *eigenvalues* obtenidos tras llevar a cabo la PCA, MNF e ICA aparecen en la Figura 3. Se determina que *eigenvalues* con valores altos aportan información, mientras que *eigenvalues* con valores cercanos a cero son ruidosos. De este modo, visualmente tan solo 2 componentes concentran la mayor parte de la información para el PCA, 10 para el MNF y 2 para ICA.

En el caso de las medidas de co-ocurrencia, se observa un patrón al calcular la desviación estándar de la entropía (Figura 4). En este caso los componentes con mayor información obtienen valores de desviación estándar más altos.

En las estadísticas espaciales locales, tanto en el caso del índice Moran como para el índice de Geary, se observa un patrón donde componentes con mayor información tiene un valor más alto en el caso de Moran y un valor más cercano a 0 en el caso de Geary. Ambos índices son equivalentes, por tanto, la figura 5 representa solamente el índice de Moran. Pero el número de bandas con información es excesivamente alto con los resultados obtenidos en la clasificación.

Por último, para las clases escogidas y ROIs seleccionados, en la Figura 6 solamente se muestran las firmas espectrales de los componentes del 1 al 20, para observar mejor la diferencia de clases en los primeros componentes, los cuales son los que tienen la mayor parte de la información. En la Figura 7, se muestran las medidas de separabilidad de cada clase en función del número de componentes.

En la Figura 6 se observa como las firmas espectrales permiten discriminar unas clases de otras solo en las primeras bandas, siendo coherente dicho resultado con el mostrado en la Figura 7, donde la mayor separabilidad de los ROIs es a partir de los 10 componentes para PCA y MNF y 15 para el ICA. El mismo patrón que se observa en la Figura 2.

Por último, la Tabla 1 muestra una evaluación cualitativa para determinar los componentes que concuerdan más con los resultados obtenidos en las clasificaciones. Así, observamos que medida puede ser la más adecuada para determinar el número de componentes a utilizar.

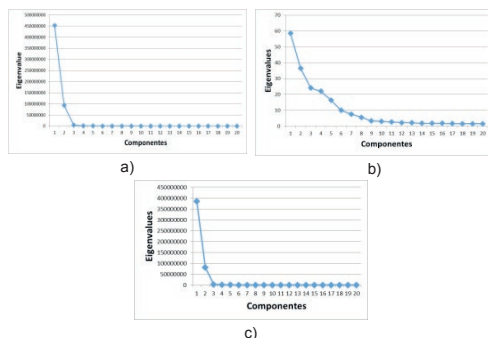


Figura 3. Eigenvalues de los primeros 20 componentes: a) PCA, b) MNF y c) ICA.

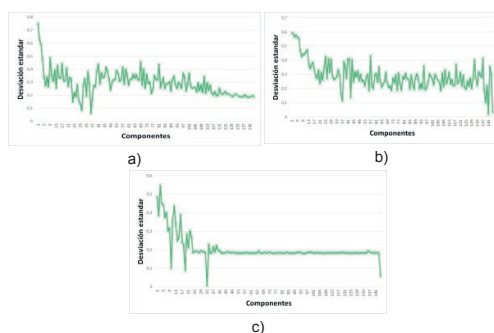


Figura 4. Desviación estándar de la entropía para PCA a), MNF b) y ICA c).

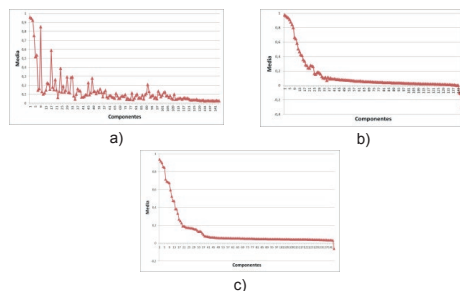


Figura 5. Media del índice de Moran para PCA a), MNF b) y ICA c).

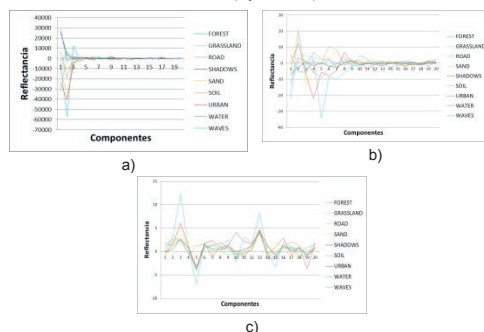


Figura 6. Firmas espectrales de cada clase en PCA a), MNF b) y ICA c).

4. OBJETIVO Y CONCLUSIONES

El objetivo de este estudio ha sido realizar una comparación de las técnicas tradicionales de reducción de la dimensionalidad, usando como referencia la clasificación supervisada de un número determinado de componentes. Además, se evaluaron métodos alternativos para determinar el número de componentes más adecuado para analizar la información contenida en las imágenes hiperespectrales.

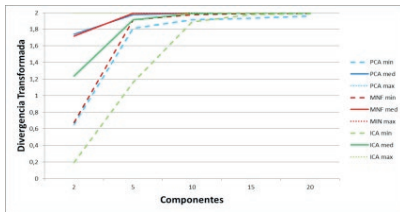


Figura 7. Separabilidad de las ROIs: PCA, MNF y ICA.

Tabla1. Comparativa de resultados de la clasificación SVM y medidas para determinar componentes (comp.).

Evaluación	Clasificación SVM	PCA	MNF	ICA
		Bueno (10 comp.)	Mejor (10 comp.)	Regular (15 comp.)
Medidas determinación componentes	Eigenvalues	Mal	Bien	Mal
	Homogeneidad	Regular	Bien	Bien
	Entropía	Bien	Bien	Bien
	Moran	Regular	Bien	Regular
	Geary	Regular	Bien	Regular
	Firmas espectrales	Bien	Bien	Regular
	Separabilidad ROIs	Bien	Bien	Regular

En primer lugar, se observa como ICA no es el método más fiable, debido a que necesita un mayor número de componentes en la clasificación, y obtiene un OA menor que las técnicas restantes. PCA y MNF obtienen valores de OA similares, siendo ligeramente mejores los del MNF. Tras evaluar las distintas medidas seleccionadas para establecer un número de componentes adecuado, se observa que la entropía, las firmas espectrales y la separabilidad de los ROIs son las que más se ajustan a los resultados obtenidos para la clasificación con SVM. Es de destacar el resultado obtenido para PCA e ICA en los eigenvalues, el cual es el método más utilizado para determinar los componentes, y en este caso no se ajusta con el resultado de la clasificación. Como bien se ha comentado anteriormente, este método es el más usado en la bibliografía, por ello habría que realizar un estudio más exhaustivo para evaluar si dicho método es recomendable. Por otro lado, cabía pensar un resultado más ajustado de las estadísticas espaciales con la clasificación, ya que componentes con mucho ruido o efecto “sal y pimienta” podrían tener unos valores claramente distinguibles con los valores de los componentes con información, sin embargo, se observa que dichas técnicas no son las más favorables para determinar el número de componentes correcto.

Por todo ello, se propone utilizar los valores de desviación estándar de la entropía para determinar los componentes adecuados en el caso de que no se tengan unas clases y ROIs

previamente determinados para realizar la clasificación. La reducción de la dimensionalidad se requiere para una clasificación supervisada en el que se dispone de clases o ROIs determinados, nuestra propuesta es realizar una separabilidad de los ROIs, además de obtener la firma espectral de cada clase en las imágenes ya transformadas, de esta forma la selección de componentes se ajustaría a cada usuario. Se plantea realizar dicho estudio utilizando distintos tipos de imágenes hiperespectrales, ya que dichos resultados podrían estar influenciados por la imagen utilizada.

5. AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se ha llevado a cabo dentro de los proyectos ARTEMISAT (CGL2013-46674-R) y ARTEMISAT-2 (CTM2016-77733-R), financiado por el MINECO y por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER). Agradecer al Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial la concesión de la imagen CASI. Este trabajo se completó siendo E. I-U estudiante del Programa de Doctorado en Oceanografía y Cambio Global del IOCAG y financiado por el MINECO a través de la beca FPI (BES-2014-069426).

6. BIBLIOGRAFÍA

Ghamisi, P., et al. 2015. Land-cover classification using both hyperspectral and LiDAR data. *International Journal of Image and Data Fusion*, 6, 189-215.

Hughes, G. 1968. On the mean accuracy of statistical pattern recognizers. *IEEE transactions on information theory*, 14, 55-63.

Li, C., et al. 2014. Using Improved ICA Method for Hyperspectral Data Classification. *Arabian Journal for Science & Engineering* (Springer Science & Business Media BV), 39.

Liao, W., et al. 2014. Fusion of pixel-based and object-based features for classification of urban hyperspectral remote sensing data. In, *5th International conference on Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA 2014)*, 179-184.

Luo, G., et al. 2016. Minimum noise fraction versus principal component analysis as a preprocessing step for hyperspectral imagery denoising. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 42, 106-116.

Mücher, C.A., et al. 2013. Quantifying structure of Natura 2000 heathland habitats using spectral mixture analysis and segmentation techniques on hyperspectral imagery. *Ecological Indicators*, 33, 71-81.

Ren, J., et al. 2014. Effective feature extraction and data reduction in remote sensing using hyperspectral imaging [applications corner]. *IEEE Signal Processing Magazine*, 31, 149-154.

Richards, J.A. 1999. *Remote sensing digital image analysis*. Springer.

Villa, A., et al. 2009. On the use of ICA for hyperspectral image analysis. In, *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2009 IEEE International, IGARSS 2009* (pp. IV-97-IV-100).

Aplicativo de escritorio para la determinación de Sólidos Suspendidos Totales usando imágenes satelitales MODIS MYD09 y MOD09.

Carrillo, I. y Medina, J.

Facultad de Ingeniería, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. C. P., 111311
Bogotá, Colombia. idecarrillod@correo.udistrital.edu.co, rmedina@udistrital.edu.co

Resumen: En este trabajo se presenta una aplicación desarrollada para el tratamiento de imágenes satelitales MODIS para la recuperación y análisis de los Sólidos Suspendidos Totales (TSS – por sus siglas en inglés) para las aguas caso II, donde a partir de datos *In-Situ* se espacializa la información por medio de diferentes modelos de regresión entre la reflectancia de las imágenes MODIS y los datos *in-situ* lo cual se traduce en brindar a las autoridades ambientales marinas de nivel local y regional una alternativa económica y eficiente para sus investigaciones. El programa desarrollado en Java FX y en el Software estadístico R es empleado para analizar la dinámica de los sedimentos en el Golfo de Urabá (Colombia) que es la zona de estudio. Este programa permite mostrar las bondades del tratamiento digital de imágenes para recuperar datos de color del océano con el propósito de obtener resultados pertinentes que permitan hacer un análisis enfocado al cuidado y preservación del medio ambiente en esta zona del planeta que se constituye en un lugar de importancia ecológica por su gran biodiversidad marina y donde el conocimiento de la dinámica y concentración de los sedimentos ha sido poco estudiado.

Palabras clave: JavaFX, Software estadístico R, MODIS, Sólidos Suspendidos Totales, Golfo de Urabá.

Desktop application for the determination of Total Suspended Solids using MODIS MYD09 and MOD09 satellite images

Abstract: *This work presents an application developed for the treatment of MODIS satellite images for the recovery and analysis of Total Suspended Solids (TSS) for the case II waters, where from the In-Situ data the information is spatialized through different Regression models between the reflectance of the MODIS images and the in-situ data, which translates into providing local and regional marine environmental authorities with an economical and efficient alternative for their research. The program developed in Java FX and Statistical Software R is used to analyze the dynamics of sediments in the Gulf of Urabá (Colombia). This program allows to show the benefits of the Digital image processing to recover ocean color data with the purpose of obtaining pertinent results that allow a focused analysis to the care and preservation of the environment in this area of the planet that is constituted in a place of ecological importance due to its great marine biodiversity and where the knowledge of sediment dynamics and concentration has been little studied.*

Keywords: *JavaFX, R statistics Software, MODIS, Total Suspended Solids, Gulf of Urabá.*

1. INTRODUCCIÓN

Los TSS son un parámetro clave para evaluar las condiciones de los estuarios la calidad de las aguas costeras (Kumar *et al.*, 2016), con el fin de realizar el seguimiento del transporte y destino de los contaminantes (Doxaran *et al.*, 2014; Long y Pavelsky, 2013) y determinar el impacto en la disponibilidad de luz dentro de la columna de agua lo que afecta directamente la atenuación de la luz y, posteriormente, la producción primaria de plancton, algas bentónicas, pastos marinos y arrecifes de coral (Chen *et al.*, 2015; Doxaran *et al.*, 2014; Wu *et al.*, 2013; Min *et al.*, 2012; Minwei Zhang *et al.*, 2010; Sagarminaga, *et al.*, 2005).

Los sedimentos, juegan un papel importante en la gestión de la calidad del agua. La información sobre los TSS a una frecuencia regular es difícil de obtener con datos *in-situ* ya que los sedimentos no son un parámetro espacialmente homogéneo; esto se puede resolver mediante el uso integrado de datos de teledetección,

los datos *in-situ* y modelos de calidad del agua (Dekker *et al.*, 2001).

En este artículo se presenta un aplicativo de escritorio realizado en JavaFX 8.0 y con el software estadístico R. Se emplearon librerías como *Rgdal*, *gdalUtils* y *Raster* que permiten procesar las imágenes, para el análisis y tratamiento de imágenes. El usuario solo tiene interacción con la aplicación de Java ya que los procesos en R corren internamente.

La evaluación de los resultados obtenidos en el estudio de caso se realizó empleando los índices de calidad RMSE y MAPE, mostrando que la forma funcional polinómica de grado 3 que relaciona la sedimentación con la reflectancia de la banda 2 fue el mejor modelo aplicado para el día 28 de noviembre de 2012 en el golfo de Urabá. Se escogió esta fecha dado que la cobertura de nubes era mínima y se disponían de 6 mediciones *in-situ* realizadas por el InveMar (INVEMAR, 2016).

2. PROGRAMA MODIS TOOL FOR RETRIEVING TSS

El programa MODIS *Tool for retrieving TSS* (MtrTSS), ofrece una solución a los investigadores del medio ambiente marino y terrestre en la determinación rápida y precisa de la cantidad y distribución de TSS. Esto permite enfocar esfuerzos de las autoridades ambientales en el cuidado y monitoreo del ecosistema marino y terrestre de cualquier estuario del planeta. Este programa además permite identificar visualmente las zonas de mayor y menor impacto por la sedimentación lo cual permitirá hacer un seguimiento del estado de estos ecosistemas de una forma fácil con el fin último de su preservación y cuidado.

El programa MTRTSS se encuentra desarrollado para el sistema operativo Windows dado que la versión de R portable (versión 3.3.1) empleada en el programa es para este sistema operativo. El programa se comunica con *Scripts* elaborados en R por medio de archivos *batch* creados durante la ejecución del programa. El diseño de la IGU (Interface Gráfica de Usuario) fue elaborada por medio de *scene builder 2.0*, para la ejecución del programa MTRTSS, es necesario disponer de *Java Runtime Environment* (JRE).

3. IMPLEMENTACIÓN DEL PROGRAMA MTRTSS

El programa MTRTSS (Figura 1) puede ser descargado desde la siguiente página web <http://urabas.tk/Program.html>, en la que además se encuentra un video tutorial para su uso y la documentación del mismo.

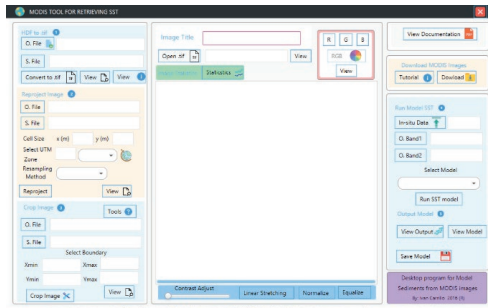


Figura 1. Interface del programa MTRTSS.

4. MODELOS DE TSS

La mayoría de los algoritmos desarrollados para la estimación de los TSS en los lagos y estuarios de todo el mundo se basan en la reflectancia en la banda roja e infrarrojo cercano o una combinación de ambos. Sin embargo, la naturaleza de la relación (lineal, exponencial, polinómicas, logarítmicas y cúbica) entre TSS y la reflectancia varía de un lugar a otro (Simionato *et al.*, 2011).

5. METODOLOGÍA PARA LA IMPLEMENTACIÓN DEL PROGRAMA

5.1. Zona de estudio

La zona de estudio (Figura 2) para la aplicación del programa es el golfo de Urabá el cual está comprendido

entre Cabo Tiburón (8°40'34"N, 77°21'32"W), en la frontera con Panamá, hasta punta Arboletes (8°53'18.48"N 76°24'58.91"W), en el límite departamental entre Antioquia y Córdoba (Colombia). Limita al norte con el mar Caribe; al sur, con el valle medio del río Atrato; al oriente, con la serranía de Abibe y, al occidente, con la frontera con Panamá, albergando la serranía del Darién (García y Sierra, 2007).



Figura 2. Golfo de Urabá, mapa elaborado con datos del SIGOT.

5.2. Procesos para la ejecución de la TSS

Para el estudio de caso se emplearon los datos de medición de TSS del día 28 de noviembre de 2012 y la banda 1 y 2 de la imagen MODIS Aqua MYD09GQ. A2012333.h10v08.006.2015252183817, la cual posee poca nubosidad.

Paso 1. Se convierte la imagen de formato HDF a Tif

Paso 2. Se reproyecta la imagen a la zona UTM 18 norte. El programa no modifica la resolución radiométrica de las imágenes, por lo tanto las imágenes quedan en 12bits y la resolución espacial por píxel se tomó en 250 metros tanto para X y Y. Se empleó el método de vecino más cercano para el remuestreo dado que preserva el valor de reflectancia de la imagen original (Wu *et al.*, 2014) y también para evitar el efecto de adyacencia tierra que induciría valores de reflectancia más altos (Feng *et al.*, 2012).

Paso 3. se realiza el recorte de la imagen con las siguientes coordenadas UTM (min x=230802,71, max x=334417,07, min y=869707,74, max y=967332,40). En este paso el programa internamente multiplica los valores de los píxeles por el factor de, 0,001 (Vermote *et al.*, 2015), ya que los valores de reflectancia de las imágenes se encuentran en un rango válido de -100 a 16000 (Vermote *et al.*, 2015). De esta manera la imagen pasa a tener un tipo de dato flotante.

Paso 4. Se tomaron 6 datos de las mediciones *in-situ* para el día 28 de noviembre de 2012, datos obtenidos de 6 estaciones del programa REDCAM del INVEVAR. Estas estaciones están distribuidas a lo largo del golfo de Urabá con un valor mínimo de 58 mgL⁻¹ en la desembocadura del río León y un valor máximo de 179 mgL⁻¹ en la estación Atrato Matuntugo en la desembocadura del río Atrato. Para la obtención de estos datos se empleó el método gravimétrico.

6. RESULTADOS

La evaluación de los resultados obtenidos se realizó con los índices de calidad RMSE y MAPE.

Desviación de la raíz cuadrada media (RMSE)

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - x_v)^2}{n}} \quad (1)$$

Error porcentual absoluto medio (MAPE)

$$MAPE(\%) = \frac{\sum_{i=1}^n |x_i - x_v|}{\sum_{i=1}^n x_v} \times 100 \quad (2)$$

En las ecuaciones 1 y 2, es el valor de TSS predicho por el modelo y es el valor de TSS *in-situ*. El RMSE puede incrementar si un residual es más alto que otros residuales por el cuadrado del residual, mientras que el MAPE no sufre del problema del cuadrado (Bernardo *et al.*, 2016).

El resumen estadístico de la ejecución de los 10 modelos implementados en el programa se muestra en la siguiente tabla.

Tabla1. Resumen estadístico de los modelos aplicados con el programa MtrTSS.

N°	Modelo	r ²	RMSE	MAPE
1	TSS=-16,6+208,1·B1+588,5·B2	0,63	27,53	3,13
2	TSS=255-1399·B1	0,16	45,49	5,73
3	TSS=12,76+553,92·B2	0,69	27,71	3,22
4	TSS=-75,61+643,52·(B1+B2)	0,67	28,35	2,90
5	TSS=37,68+39,25·(B2/B1)	0,58	32,14	3,80
6	TSS=89,76+142,05·[(B2-B1)/(B2+B1)]	0,62	30,35	3,53
7	TSS=-753,8+237,3·e ^Λ (B1)+499,8·e ^Λ (B2)	0,63	27,48	3,14
8	TSS=-545,3+489,9·e ^Λ (B1+B2)	0,68	27,88	2,92
9	TSS=-3868+120168·B1-1154582·B1 ² +3544100·B1 ³	0,38	31,89	3,51
10	TSS=322,3-6350,7·B2+3462,8·B2 ² -80358,6·B2 ³	0,86	14,90	1,50

Nota: r²= coeficiente de correlación de la regresión ajustado por grados de libertad.

En la Tabla 1, el modelo que mejor explica los TSS es el 10, dado que el RMSE (14,90 mgL⁻¹) conjuntamente con el MAPE (1,50%) son los más bajos. Su modelo es el siguiente:

$$TSS=322,3-6350,7·B2+3462,8·B2^2-80358,6·B2^3 \quad (3)$$

En la ecuación 3, TSS está en mgL⁻¹, B2 es la reflectancia normalizada de la banda 2. Al aplicar este modelo a la imagen satelital del día 28 de noviembre de 2012 obtenemos la imagen mostrada en la Figura 3.

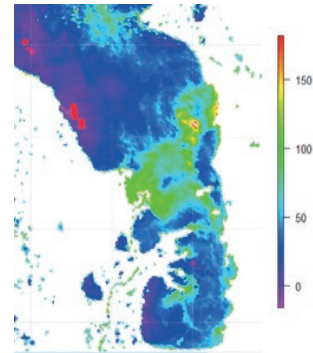


Figura 3. Aplicación del modelo a la imagen MODIS Aqua del día 28 de noviembre de 2012.

En la Figura 3, se puede observar como el modelo mostrado en la ecuación 3 se identifica una variación en la sedimentación que va desde los 0 hasta los 100 mgL⁻¹. En la parte norte del golfo de Urabá se observan valores atípicos de TSS. Esto se puede explicar teniendo en cuenta que la aplicación de este programa es para las aguas caso 2 donde las propiedades ópticas del agua están determinadas por los sedimentos. Por lo tanto las aguas del norte del golfo son aguas caso 1 donde las propiedades ópticas del agua están dominadas por el fitoplancton. En la boca el roto se observa la mayor concentración de sedimentos, los cuales se acumulan en la bahía Marirrio y la dirección de la pluma de sedimentación en este día tuvo una notable dirección hacia el sureste, acentuándose hacia la población de Necoclí. Cerca de esta población se observa una alta concentración de TSS, comportamiento atípico dado que no hay continuidad dentro de la pluma para atribuirle este valor. En esta parte los altos valores de TSS se atribuyen a la contaminación de los píxeles por la presencia de nubes. Cabe aclarar que en todos los modelos del programa MtrTSS incorporan una máscara para nubes en un valor de reflectancia de 0,3 como realizaron (Doxaran *et al.*, 2014; Kumar *et al.*, 2016; Pavelsky y Smith, 2009). El límite de 0,3 se escoge porque la banda 2 detecta muy bien las nubes.

7. DISCUSIÓN

El programa MtrTSS, permite conocer la dinámica y concentración de la sedimentación para cualquier lugar del mundo de una forma rápida y precisa sin que el investigador tenga mucho conocimiento del tratamiento de las imágenes. Este hecho permite que el programa sea más accesible a muchos investigadores que centran sus esfuerzos por el cuidado y la conservación del medio ambiente tanto marino como terrestre. En la aplicación del estudio de caso para el día 28 de noviembre de 2012, el programa permitió modelar la sedimentación mostrando una bondad de ajuste del 86% en la explicación de las

mediciones empleadas para la elaboración del modelo con forma funcional cúbica. Esto muestra una gran pluma de sedimentación originada en la boca el roto y que se presentan dos direcciones, una hacia el municipio de Turbo y la otra hacia el municipio de Necoclí. Además, la aplicación del programa constituye un paso importante en la comprensión del comportamiento de la sedimentación en el golfo de Urabá a escalas diaria, semanal, mensual y anual (que hasta el día de hoy es muy poco lo que se conoce). A partir de las imágenes de satélite de resolución temporal diaria como las de MODIS ha sido posible identificar y analizar el estado de la sedimentación que presenta una variabilidad espacio-temporal muy alta.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Bernardo, N., Watanabe, F., Rodríguez, T., Alcántara, E. 2016. Evaluation of the suitability of MODIS, OLCI and OLI for mapping the distribution of total suspended matter in the Barra Bonita Reservoir (Tieté River, Brazil). *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 4, 68-82. <http://doi.org/10.1016/j.rsase.2016.06.002>
- Chen, S., Han, L., Chen, X., Li, D., Sun, L., Li, Y. 2015. Estimating wide range Total Suspended Solids concentrations from MODIS 250-m imagery: An improved method. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 99, 58-69. <http://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.10.006>
- Dekker, A. G., Vos, R. J., Peters, S. W. M. 2001. Comparison of remote sensing data, model results and in situ data for total suspended matter (TSM) in the southern Frisian lakes. *Science of The Total Environment*, 268(1-3), 197-214. [http://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00679-3](http://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00679-3)
- Doxaran, D., Lamquin, N., Park, Y.-J., Mazeran, C., Ryu, J.-H., Wang, M., Poteau, A. 2014. Retrieval of the seawater reflectance for suspended solids monitoring in the East China Sea using MODIS, MERIS and GOCI satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 146, 36-48. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2013.06.020>
- Feng, L., Hu, C., Chen, X., Tian, L., Chen, L. 2012. Human induced turbidity changes in Poyang Lake between 2000 and 2010: Observations from MODIS. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 117(C7), C07006. <http://doi.org/10.1029/2011JC007864>
- García, C., Sierra, P. C. 2007. *Atlas del golfo de Urabá: una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó*. Santa Marta, Colombia: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - Invemar- y Gobernación de Antioquia.
- INVEMAR, REDCAM. 2016. Datos históricos del monitoreo de la «Red de Vigilancia para la conservación y protección de la calidad de las aguas marinas y costeras de Colombia» - REDCAM en el Golfo de Urabá. Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia - SIAM. Base de datos de la Red de Vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia - REDCAM. Recuperado a partir de <http://cinto.invemar.org.co/siam/redcam/index.jsp>. 15/03/2016
- Kumar, A., Equeenuddin, S. M., Mishra, D. R., Acharya, B. C. 2016. Remote monitoring of sediment dynamics in a coastal lagoon: Long-term spatio-temporal variability of suspended sediment in Chilika. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 170, 155-172. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.01.018>
- Long, C. M., Pavelsky, T. M. 2013. Remote sensing of suspended sediment concentration and hydrologic connectivity in a complex wetland environment. *Remote Sensing of Environment*, 129, 197-209. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.019>
- Min, J.-E., Ryu, J.-H., Lee, S., Son, S. 2012. Monitoring of suspended sediment variation using Landsat and MODIS in the Saemangeum coastal area of Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 64(2), 382-390. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.025>
- Pavelsky, T. M., Smith, L. C. 2009. Remote sensing of suspended sediment concentration, flow velocity, and lake recharge in the Peace-Athabasca Delta, Canada. *Water Resources Research*, 45(11), W11417. <http://doi.org/10.1029/2008WR007424>
- Sagarminaga, Y., Chust, G., Dailloux, D. 2005. Detección y seguimiento de la pluma del río Adour mediante MODIS (pp. 227-230). Presentado en *XI Congreso Nacional de Teledetección*, Puerto de la Cruz. Tenerife.
- Simionato, C., Moreira, D., Piedra, I., Fossati, M., Guerrero, R., De los campos, T., Repecaud, M. 2011. Proyecto freplata – ffem modelado numérico y mediciones *in-situ* y remotas de las transferencias de sedimentos finos a través del río de la plata. Parte a: adquisición de datos. *Frete Marítimo*, 22, 109.
- Vermote, E. F., Roger, J. C., Ray, J. P. 2015. MODIS Surface Reflectance User's Guide.
- Wu, G., Cui, L., He, J., Duan, H., Fei, T., Liu, Y. 2013. Comparison of MODIS-based models for retrieving suspended particulate matter concentrations in Poyang Lake, China. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 24, 63-72. <http://doi.org/10.1016/j.jag.2013.03.001>
- Wu, G., Liu, L., Chen, F., Fei, T. 2014. Developing MODIS-based retrieval models of suspended particulate matter concentration in Dongting Lake, China. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 32, 46-53. <http://doi.org/10.1016/j.jag.2014.03.025>
- Zhang, M., Tang, J., Dong, Q., Song, Q., Ding, J. 2010. Retrieval of total suspended matter concentration in the Yellow and East China Seas from MODIS imagery. *Remote Sensing of Environment*, 114(2), 392-403. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2009.09.016>

Cartografía de especies vegetales mediante la aplicación de técnicas de desmezclado y clasificación en imágenes de alta resolución

Marcello, J. ⁽¹⁾, Medina, A. ⁽¹⁾, Hernández-Cordero, A. ⁽²⁾, Eugenio-González, F. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Instituto de Oceanografía y Cambio Global, IOCAG. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, ULPGC.

Campus de Tafira. 35017 Las Palmas de Gran Canaria. España.

javier.marcello@ulpgc.es, anabella.medina101@alu.ulpgc.es, feugenio@dsc.ulpgc.es

⁽²⁾ Gesplan - Gestión y Planeamiento Territorial y Medio Ambiental, S.A.

C/ Francisco Gourié, 107, 3. Las Palmas de Gran Canaria. hernandez.cordero@ulpgc.es

Resumen: En las últimas décadas se ha puesto de manifiesto la necesidad de disponer de cartografía precisa como elemento prioritario para la gestión de zonas protegidas. En este sentido, la teledetección espacial de muy alta resolución permite la generación de cartografía vegetal a nivel de especie. Así, el objetivo principal de este trabajo ha sido la realización de un estudio comparativo de técnicas avanzadas de clasificación que permita obtener mapas precisos de especies vegetales en la Reserva Natural de las Dunas de Maspalomas (Gran Canaria). Para ello se ha utilizado una imagen de alta resolución, proporcionada por el satélite multispectral WorldView-2, y, adicionalmente, información de una base de datos de localizaciones y firmas espectrales de cada especie de interés, generada a partir de la campaña de campo realizada simultáneamente con el paso del satélite. Tras aplicar técnicas de *pansharpening* mejoradas (algoritmo Wavelet \hat{A} *trous* controlado por el mapa de dimensión fractal) y las correcciones radiométricas, atmosféricas y geométricas correspondientes, se utilizaron y evaluaron algoritmos de clasificación (especialmente, SVM: *Support Vector Machines*) y técnicas de desmezclado (*linear unmixing*) usando *endmembers* obtenidos mediante dos estrategias diferentes. Tras los resultados obtenidos de este estudio se ha propuesto una nueva metodología que se basa en la combinación de las abundancias de la etapa de desmezclado con el algoritmo SVM para obtener elevadas precisiones en la clasificación de ciertas especies de alto interés.

Palabras clave: vegetación, clasificación, *Support Vector Machines*, desmezclado lineal, *endmembers*.

Plant species mapping through the application of unmixing and classification techniques in high resolution satellite imagery

Abstract: In recent decades, the need for precise mapping as a priority element of protected area management has been demonstrated. Nowadays, it is possible to use very high resolution satellite remote sensing to map vegetation to species level. Thus, the main objective of this work has been a comparative study of advanced classification techniques that allows obtaining a precise mapping of vegetal species in the Natural Reserve of the Dunes of Maspalomas (Gran Canaria). For this purpose, a high resolution image provided by the multispectral satellite WorldView 2 has been used, as well as information from a database of locations and spectral signatures of each species of interest, generated from the field campaign carried out simultaneously with the satellite pass. After applying improved pansharpening techniques (weighted wavelet \hat{A} *trous* through fractal dimension map algorithm) and the corresponding radiometric, atmospheric and geometric corrections, classification algorithms (specially, SVM: *Support Vector Machines*) and unmixing techniques were assessed. For the unmixing, two different *endmember* selection strategies were considered. After the results obtained from this study, a new methodology has been proposed that is based on the combination of the abundances of the unmixing stage with the SVM algorithm to obtain high accuracy of specific species of interest.

Keywords: vegetation, classification, *Support Vector Machines*, linear unmixing, *endmembers*.

1. INTRODUCCIÓN

España presenta una gran variedad de ecosistemas terrestres debido a su posición geográfica y a su compleja orografía. Para la vigilancia de estos espacios naturales es necesario disponer de cartografía precisa de especies vegetales. En este contexto, para evitar los elevados costes de actualización o la falta de automatización en su generación, actualmente es posible el uso de teledetección espacial de muy alta resolución para cartografiar la vegetación a nivel de especie. Sin embargo, el uso de este tipo de datos implica nuevos retos en el ámbito del

procesado de imágenes obligando a la aplicación de técnicas de corrección, mejora o clasificación.

En este contexto, para mejorar la resolución espacial de las bandas multispectrales se han desarrollado diferentes algoritmos de *pansharpening* que utilizan la información proporcionada por la banda pancromática de alta resolución (Vivone *et al.*, 2015). Igualmente, la aplicación de complejos modelos de transferencia radiativa permite minimizar las contribuciones ruidosas de los gases de la atmósfera. Finalmente, para generar mapas temáticos a partir de datos de alta resolución, se han propuesto

multitud de métodos de clasificación de imágenes basados en las propiedades espectrales, espaciales o temporales de las coberturas presentes en las imágenes (Li et al., 2014; Tso y Mather, 2009). Así mismo, se han planteado diversos algoritmos de desmezclado para extraer las abundancias de las clases presentes en cada píxel (Bioucas et al., 2012).

El objetivo de este trabajo ha consistido en realizar un análisis para seleccionar la metodología adecuada de clasificación y desmezclado para la generación de cartografía de especies vegetales en la Reserva Natural de las Dunas de Maspalomas mediante el uso de imágenes de teledetección de alta resolución y datos de campo simultáneos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de Estudio

La zona de estudio ha sido la Reserva Natural Especial de Maspalomas, que abarca aproximadamente 400 hectáreas de dunas de arena y, además, una laguna de gran valor ecológico y centro de nidificación de aves. Esta zona conforma uno de los enclaves turísticos de mayor afluencia de las islas, lo que representa una seria amenaza para su supervivencia. Gran parte de su vegetación está protegida por las normativas nacionales y regionales.

Las comunidades arbóreas y de matorrales que han sido identificadas para su mapeado son las siguientes:

- *Tamarix canariensis* - *Traganum moquinii*
- *Zygophyllum fontanesii* - *Juncus acutus*
- *Launaea arborecens* - *Suaeda mollis*

En la Figura 1 se muestran fotografías, obtenidas durante la campaña de medida, donde se aprecia la dificultad de discriminar ciertas especies debido a su similitud espectral.

2.2. Datos

Para este trabajo se han utilizado imágenes del satélite WorldView-2 (WV-2). Su sensor tiene una resolución espacial de 0,46 m y 1,8 m, en el nadir, para las bandas pancromática y las ocho multispectrales (MS), respectivamente. Proporciona una resolución radiométrica de 11 bits y un ancho de exploración de 16,4 km. Específicamente, se programó el satélite para la captación de una imagen el 4 de junio de 2015.

Además, para la obtención de la respuesta espectral de cada cubierta vegetal y la selección de regiones de entrenamiento y evaluación, se realizó una campaña de radiometría de campo simultánea con el paso del satélite. Hay que resaltar que no existe cartografía de referencia actualizada, de ahí la necesidad de abordar este trabajo. Los mapas oficiales disponibles no detallan la distribución por especies ni delimitan de forma precisa la cobertura vegetal. La única referencia cartográfica de especies vegetales disponible data del año 2003 y fue realizada a escala 1:5000 y de forma manual (Hernández-Cordero et al., 2008).

2.3. Preprocesado de las imágenes satelitales

La energía captada por el sensor sufre una serie de alteraciones por lo que es necesario aplicar correcciones para minimizarlas y conseguir que la energía de cada píxel se asemeje a la energía real reflejada por la cobertura terrestre.

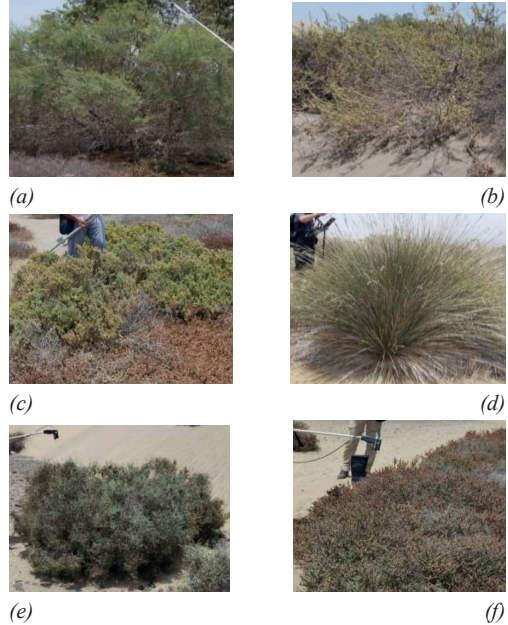


Figura 1. Comunidades vegetales de Maspalomas:

- (a) *Tamarix canariensis*, (b) *Traganum moquinii*,
- (c) *Zygophyllum fontanesii*, (d) *Juncus acutus*,
- (e) *Launaea arborecens* y (f) *Suaeda mollis*.

En este contexto, a las imágenes WV-2 se les aplicaron correcciones radiométricas, atmosféricas y geométricas.

En concreto, tras una evaluación usando las medidas *in-situ* (Marcello et al., 2016), se decidió aplicar el algoritmo de modelado 6S (Vermote et al., 2006).

De otra parte, para mejorar la calidad espacial de las bandas MS, se utilizó el algoritmo de *pansharpening* Wavelet *À trous* controlado por el mapa de dimensión fractal, pues ha demostrado un buen compromiso entre la calidad espacial y espectral conseguida (Ibarrola-Ulzurrun et al., 2017).

2.4. Generación de cartografía vegetal

Debido a las limitaciones en la resolución espacial de los sensores y al tamaño reducido de las especies vegetales analizadas, ciertos píxeles de la imagen pueden representar una mezcla de espectros de diferentes coberturas en la escena. Así, el desmezclado consiste en estimar el porcentaje de contribución de cada clase pura (*endmember*) a la reflectividad total del píxel. Considerar un modelo de mezcla lineal proporciona resultados adecuados en gran cantidad de aplicaciones (Bioucas et al., 2012) y aunque el modelo no lineal puede resultar más preciso, su aplicación requiere de información

previa acerca de la geometría y las propiedades físicas de los objetos observados, lo cual lo hace difícilmente abordable en situaciones en las que no existe dicha información.

Existen diversas estrategias para la extracción de *endmembers*. En este trabajo se ha hecho uso tanto de las firmas espectrales medidas en la campaña de campo como de la información espectral obtenida de la imagen WV-2 en las localizaciones medidas.

Además de las técnicas de desmezclado, también se han considerado clasificadores espectrales supervisados. Los algoritmos más utilizados en la actualidad son los basados en redes neuronales, árboles de decisión, aproximaciones probabilísticas, clasificadores múltiples como *Random Forest* o máquinas de vectores soporte (SVM) (Ghamisi et al., 2017). Los clasificadores SVM han demostrado buenos resultados en teledetección de alta resolución, siendo menos sensibles a la dimensionalidad de los datos y a la cantidad y calidad de las regiones de entrenamiento (Mountrakis et al., 2011). Tras evaluar varios clasificadores, se ha utilizado SVM usando la parametrización adecuada y como *kernel* óptimo la función de base radial (Yang, 2011). Para estimar los parámetros (C, γ) óptimos se aplicaron técnicas de *grid search* y, tras la búsqueda inicial y el ajuste fino, los valores usados fueron $C=219,5$ y $\gamma=0,125$. Además de la información contenida en las bandas originales de la imagen, se consideró de interés evaluar la precisión de la clasificación si a la entrada del clasificador se introducen los mapas de abundancia obtenidos a partir de cada estrategia de extracción de *endmembers*.

En la Figura 2 se presenta el diagrama de bloques de las configuraciones evaluadas para la generación de cartografía de especies vegetales.

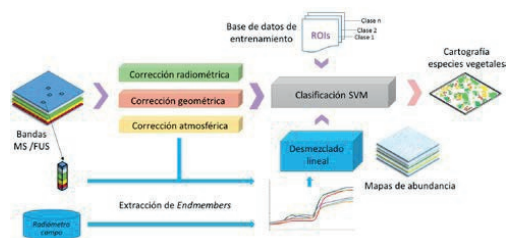


Figura 2. Metodologías evaluadas para la obtención de mapas de vegetación.

3. RESULTADOS

Se aplicó el clasificador SVM, tras las diferentes correcciones y mejoras aplicadas a los datos originales, a las siguientes combinaciones de entrada:

- Bandas multiespectrales WV-2 (MS).
- Abundancias generadas aplicando desmezclado lineal sobre *endmembers* obtenidos a partir del radiómetro de campo (AB_radiómetro).
- Abundancias generadas aplicando desmezclado lineal sobre *endmembers* obtenidos a partir de la propia imagen WV-2 (AB_imagenWV-2).

En la Tabla 1 se incluye la precisión global de cada una de las estrategias evaluadas y en la Figura 3 se muestran los mapas de vegetación generados junto con la referencia disponible.

Se aprecia que el clasificador SVM, aplicado a las bandas corregidas y mejoradas, proporciona prestaciones óptimas, alcanzando una precisión global del 86,4%. Visualmente se observan pequeñas diferencias entre los 2 primeros mapas temáticos y, a pesar de la diferencia de años con respecto a la cartografía de referencia, se aprecia una elevada coincidencia para las especies arbóreas y arbustivas. Lógicamente, existen otras especies herbáceas estacionales y dispersas, incluidas en la Figura 3(d), que no pueden ser detectadas a partir de los datos de teledetección por satélite.

Aunque la precisión global de la clasificación SVM usando directamente las bandas WV-2 corregidas es ligeramente superior a la obtenida inyectando las abundancias a partir de *endmembers* del radiómetro de campo, analizando en detalle las matrices de confusión se aprecia que el porcentaje de aciertos es más elevado para ciertas especies de alto interés usando las abundancias. Específicamente, una de las comunidades vegetales que previene la erosión costera y permite la generación de dunas es el *Traganum moquinii*, que es etiquetado con mayor precisión combinando las técnicas de desmezclado y clasificación. Adicionalmente, este estudio se ha aplicado a otra imagen, captada el 17 de enero de 2013, para evaluar la robustez de la metodología para diferentes estaciones del año. Los resultados obtenidos han sido similares, corroborado la buena capacidad de discriminación de las especies en un estado fenológico diferente.

Tabla 1. Precisión global de los clasificadores (E.C.: Error Comisión y E.O.: Error Omisión).

Metodología	Precisión			
	Global	Kappa	E.C.	E.O.
MS	86,40%	0,82	17,05%	20,74%
AB_Radiom.	81,46%	0,72	14,48%	44,11%
AB_WV-2	58,71%	0,38	51,64%	64,01%

4. DISCUSIÓN

Este trabajo ha evaluado diferentes metodologías para la generación de mapas de vegetación en la Reserva Natural de las Dunas de Maspalomas (Gran Canaria).

Se han utilizado dos imágenes de alta resolución, del satélite multiespectral WorldView-2, y se ha dispuesto de la reflectividad medida para cada especie de interés durante una campaña de campo realizada simultáneamente con el paso del satélite.

Tras aplicar las técnicas de *pansharpening* adecuadas y las correcciones correspondientes, se evaluó la precisión del algoritmo de clasificación SVM, adecuadamente parametrizado, al ser aplicado a las bandas multiespectrales o a las abundancias obtenidas a partir de técnicas de desmezclado usando *endmembers* obtenidos mediante dos estrategias diferentes.

Hay que destacar que, a pesar de la elevada similitud espectral entre muchas de las especies vegetales existentes, se ha logrado una metodología adecuada para la generación de cartografía de especies en Maspalomas. Se ha corroborado que la combinación de las abundancias, tras la etapa de desmezclado, con el algoritmo SVM permite obtener precisiones adecuadas para ciertas especies de elevado interés para el sistema dunar. En los próximos meses, en el marco del proyecto ARTEMISat-2, se prevé la captación de datos hiperespectrales aerotransportados para mejorar la capacidad de discriminación de ciertas especies.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del proyecto ARTEMISAT-2 (CTM2016-77733-R).

6. BIBLIOGRAFÍA

- Bioucas, J. Plaza, A., Dobigeon, N., Parente, M., Du, Q., Gader, P. y Chanussot, J. 2012. Hyperspectral unmixing overview: Geometrical, statistical, and sparse regression-based approaches. *IEEE J. Select. Topics Applied Earth Observation and Remote Sensing*, 5(2), 354-379.
- Ghamisi, P., Plaza, J., Chen, Y., Li, J., Plaza, A. 2017. Advanced spectral classifiers for hyperspectral images. *IEEE Geosciences and Remote Sensing Magazine*, 8-32, marzo.
- Hernández-Cordero, A., Pérez-Chacón, E., Hernández-Calvento, L. 2008. Aplicación de tecnologías de la información geográfica al estudio de la vegetación en sistemas de dunas litorales. Resultados preliminares en el campo de dunas de Maspalomas. *XIII Congreso de Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial*. Las Palmas de Gran Canaria.
- Ibarola-Ulzurrun, E., Gonzalo-Martin, C., Marcello- Ruiz, C., Garcia-Pedrero, A. 2017. Fusion of High Resolution Multispectral Imagery in Vulnerable Coastal and Land Ecosystems. *Sensors* 17(2), 228.
- Li, M., Zhang, S., Zhang, B., Li, S., Wu, C. 2014. A review of remote sensing image classification technique: the role of spatio-contextual information. *European Journal of Remote Sensing*, 47, 389-411.
- Marcello, J., Eugenio, F., Perdomo, U. y Medina, A. 2016. Assessment of Atmospheric Algorithms to Retrieve Vegetation in Natural Protected Areas using Multispectral High Resolution Imagery. *Sensors*, 16(10), 1624.
- Mountrakis, G., Im, J., Ogole, C. 2011. Support vector machines in remote sensing: A review, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66, 247-259.
- Tso, B., Mather, P.M. 2009. *Classification Methods for Remotely Sensed Data*, Taylor and Francis Inc., New York.
- Vermote, E., Tanré, D., Deuzé, J.L., Herman, M., Morcrette, J.J., Kotchenova, S.Y. 2006. *Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum-Vector (6SV)*, 6S User Guide Version 3, NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, MD.
- Vivone, G., Alparone, L., Chanussot, J., Dalla Mura, M., Garzelli, A., Licciardi, G., Restaino y Wald, L. 2015. A Critical Comparison Among Pansharpening Algorithms. *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing*, 53(5), 2565-2586.
- Yang, X. 2011. Parameterizing Support Vector Machines for Land Cover Classification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 77(1), 27-37.

Clasificación de cubiertas terrestres a partir de la fusión de datos multi-sensor en ecosistemas mixtos

Rodríguez-Esparragón, D. ⁽¹⁾, Marcello, J. ⁽¹⁾, Moreno-Gázquez, D. ⁽¹⁾, Eugenio-González, F. ⁽¹⁾, Guida, R. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Instituto de Oceanografía y Cambio Global - IOCAG, Campus de Taira. Edificios de Telecomunicaciones.

35017 Las Palmas. España. dionisio.rodriquez, javier.marcello, juan.moreno, francisco.eugenio@ulpgc.es

⁽²⁾ Surrey Space Centre, University of Surrey, Guildford, United Kingdom. r.guida@surrey.ac.uk

Resumen: En este trabajo se aborda el problema de la clasificación de cubiertas terrestres a partir de la fusión de datos multisensor. El objetivo final consistió en obtener el mejor mapa temático en una zona compleja. Específicamente, un ecosistema mixto que presenta una gran variabilidad de cubiertas. Como datos fuentes se utilizaron una imagen óptica WorldView-2, una imagen radar TerraSAR-X y una imagen de un vuelo LiDAR. A partir de ellas, de la extracción de algunas características y de varios esquemas de fusión se realizaron clasificaciones, empleando para ello varios algoritmos. La evaluación de estos resultados de clasificación, permitió seleccionar el mejor esquema de clasificación y obtener el mejor mapa temático de la zona de estudio.

Palabras clave: Fusión multi-sensor, clasificación, mapas temáticos, WorldView-2, TerraSAR-X.

Classification of terrestrial covers from fusion of multi-sensor data in mixed ecosystems

Abstract: *In this paper, the problem of the classification of land covers from the fusion of multisensor data is addressed. The final aim consisted in obtaining the best thematic map in a complex zone. Specifically, a mixed ecosystem that presents a great variability of land covers. As source data, a WorldView-2 optical image, a TerraSAR-X radar image and an image of a LiDAR flight was used. From them, and the extraction of some characteristics, and several fusion schemes, classifications were obtained by applying several algorithms. The evaluation of these classification results allowed us to select the best classification scheme and obtain the best thematic map of the study area.*

Keywords: *Multi-sensor fusion, classification, thematic maps, WorldView-2, TerraSAR-X.*

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad, gran cantidad de satélites orbitan alrededor de la Tierra. Así, se generan a diario multitud de datos de naturaleza distinta, y que proporcionan, por ende, informaciones diversas para una misma zona geográfica. Por tanto, el aprovechamiento de esta diversidad de información de múltiples sensores con características propias, con el objetivo de mejorar los productos de teledetección, constituye un problema científico abierto (Stathaki, 2011).

En este sentido, uno de los productos de teledetección de mayor interés es el proporcionado por la clasificación de cubiertas terrestres (García-Pedrero *et al.*, 2015). El uso de las tecnologías de teledetección permite analizar grandes extensiones de terreno de forma automática o semiautomática, reduciendo los costes, así como el tiempo necesario para disponer de resultados.

Lo más frecuente es emplear para esta tarea una imagen óptica a la que se le aplica el *pan-sharpening* como preprocesado (Ibarrola-Ulzurrun *et al.*, 2017). Sin embargo, constituye un reto científico incluir en los datos a clasificar, no sólo aquellos proporcionados por los sensores ópticos, sino los obtenidos a través de otras fuentes. Ese trabajo se enmarca dentro de este problema de fusión de datos multisensores (Joshi *et al.*, 2016).

Específicamente, se aborda el problema de la obtención de mapas de cubiertas terrestres aplicado en un

ecosistema mixto dunar y costero o marino, a partir de la fusión de datos de varios sensores de alta resolución. Los productos fusionados serán utilizados como datos para aplicar diferentes técnicas de clasificación supervisada con el fin de obtener el mejor mapa temático.

Más concretamente, el objetivo principal de este trabajo se centró en la combinación de datos de sensores ópticos (WorldView-2, WV2), SAR (TerraSAR-X, TSX) y LIDAR (sensor aerotransportado) con el fin de obtener una única imagen con las informaciones aportadas por dichos sistemas (óptica, espectral, de altitud, etc.), para posteriormente analizarla.

Una vez fusionados los datos, se generaron mapas temáticos de tipos de suelo (vegetación, agua, superficies artificiales, suelo desnudo, etc.) mediante la aplicación de técnicas de clasificación avanzadas.

Este estudio se centró en la localidad de Maspalomas, debido a que es uno de los principales núcleos turísticos de Gran Canaria y consta de diferentes zonas de interés medioambiental. El resultado de la clasificación de cubiertas terrestres facilitará la monitorización de parámetros medioambientales como el estado de las dunas, la pérdida de arena o la erosión costera, así como los efectos de la presión antrópica. A continuación, se repasan la metodología y los datos empleados en él.

2. METODOLOGÍA Y DATOS

2.1. Metodología

La Figura 1 resume la metodología empleada en este trabajo. En primer lugar, se aplicaron los preprocesados correspondientes (correcciones geométricas, radiométricas y atmosféricas) a las imágenes fuente que, posteriormente, se corregistraron usando el algoritmo de Mutual Information (Cole-Rhodes y Varshney, 2011). A la imagen óptica, específicamente, se le aplicó el proceso de *pan-sharpening* utilizando el algoritmo de Gram-Schmidt (Aiazzi et al., 2007).

En segundo lugar, a las imágenes así corregidas se les aplicó una etapa de extracción de características: la textura a partir de la imagen TSX, y pendiente (S) y diferencia de altura (DH) a partir de la imagen LIDAR. En tercer lugar, se ensayaron distintos esquemas de fusión combinando de forma diferente la información espectral y espacial proporcionada por los sensores anteriormente mencionados.

Finalmente, las imágenes fusionadas, así como las fuentes, y las obtenidas a través de la extracción de características se utilizaron como datos para clasificación supervisada empleando para ello 4 técnicas distintas: Distancia Mahalanobis (MhD), Máxima Probabilidad (ML), Spectral Angel Mapper (SAM) y Máquina de Vectores de Soporte (SVM) (Kotsiantis et al., 2007). La Tabla 1 contiene un resumen de las imágenes, o combinación de ellas, utilizadas para obtener distintas clasificaciones.

Tabla 1. Datos empleados y número de bandas para analizar los resultados de la clasificación.

	Datos originales			Extracción Características			Fusión Multisensor				
	WV-2	LiDAR	TSX	DEM	FR	DH	S	TSX	LiDAR	TSX	LiDAR
WV-2	x							x	x	x	x
LiDAR	DEM		x								
	FR		x								
	DH				x				x		x
	S					x			x	x	
TSX						x			x	x	x
	Textura						x				
Número de bandas	8	2	1	1	1	1	1	9	9	10	10

En la Figura 1 también se detalla el procedimiento empleado para la clasificación de las imágenes. Se crearon 5 grupos de clases (Vegetación, masas de aguas, superficies construidas, suelos desnudos y otros) en los que se asignaron otras tantas clases finales. En la Tabla 3 se describen estos objetos de clasificación (12 en total). En cuanto a la elección de las ROIs de entrenamiento, se han seleccionado teniendo en cuenta no sólo las zonas más homogéneas de cada clase, donde la presencia de ésta es más evidente, sino que también se ha considerado la variación real que presenta cada categoría. Además, se ha procurado no seleccionar áreas en los bordes de las clases, con el objetivo de evitar que zonas de transición entre clases queden seleccionadas en el momento de emplear estas ROIs en las imágenes LiDAR y TSX. Finalmente, el número de ROIs de entrenamiento de cada clase ha

dependido de las características de cada categoría. Se ha intentado abarcar las diferentes variaciones que presentan cada clase. En este trabajo, se delimitaron un total de 73 ROIs de entrenamiento entre las 12 clases.

Para la elección de las ROIs de evaluación se han seguido criterios similares. Sin embargo, con el fin de obtener una mayor exactitud en la evaluación de la clasificación, el número de áreas de test escogidas ha sido mayor al de entrenamiento, sumando un total de 113.

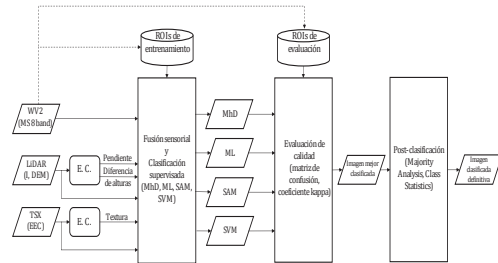


Figura 1. Esquema de la metodología aplicada y el procedimiento de clasificación de imágenes para la obtención de mapas temáticos de coberturas de suelo.

Tabla 2. Clases y código de colores asignados a la clasificación de la imagen de Maspalomas.

Grupos de clases	Clases/Categorías	Color
Vegetación	Árboles	Dark Green
	Arbustos	Green
	Hierba/Césped	Light Green
Masas de agua	Mar	Blue
	Lago	Light Blue
	Piscinas	Cyan
	Olas	White
Superficies construidas	Suelo construido	Red
	Asfalto (carreteras)	Dark Grey
Suelos desnudos	Arena	Yellow
	Resto de suelos desnudos	Olive Green
Otros	Sombras, frame, ...	Black

2.2. Datos

Tal y como se ha comentado, las imágenes empleadas corresponden a una zona de la localidad de Maspalomas en la Isla de Gran Canaria (España). Abarca, como punto de máximo interés la Reserva Natural Especial de Las Dunas de Maspalomas que debido al turismo sufre una gran presión antrópica.

Específicamente, se empleó una imagen multispectral procedente del satélite WorldView-2, tomada el 4 de junio de 2015 (Figura 2a); dos imágenes LiDAR (primer y último retorno), tomadas en 2014, con unas precisiones

medias de los puntos registrados que oscilan en torno a 0,60 metros en planimetría y 0,20 metros en altimetría (Figura 2b); y una imagen radar (SpotLight-2 m, polarización HH, órbita Ascendente, dirección de vista derecha, nivel 1B) capturada el 5 de enero de 2008 por el satélite TerraSAR-X (Figura 2c).

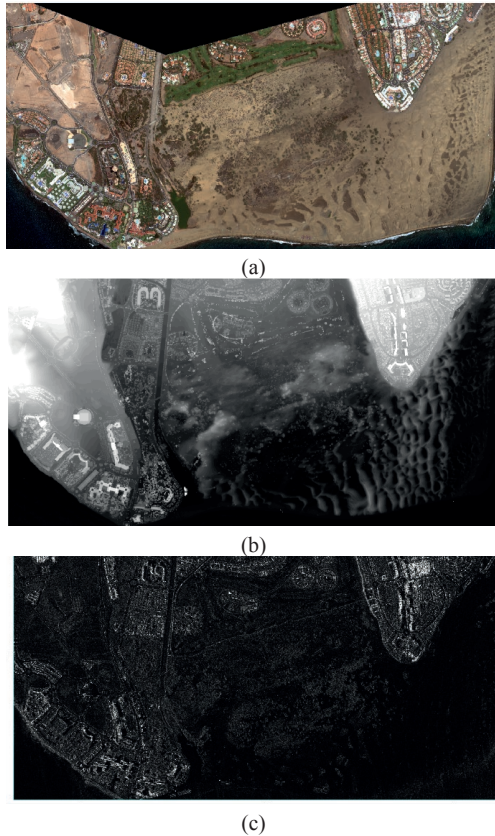


Figura 2. Imágenes fuente de Maspalomas:
(a) Composición a color RGB de WorldView-2;
(b) Lidar; (c) TerraSAR-X

3. RESULTADOS

En la Tabla 3 se presentan los resultados de la precisión de la clasificación realizada a cada imagen, en función del algoritmo clasificador utilizado. En ella se puede ver tanto la fiabilidad global del mapa como el coeficiente kappa asociado. Para cada algoritmo de clasificación empleado, se ha sombreado la combinación de bandas que produce un mejor resultado.

Aunque, debido a restricciones de espacio, no se presentan los resultados obtenidos para cada clase o grupo de clases, se puede observar que el algoritmo de clasificación que, globalmente, genera mejores resultados es el de SVM cuando se combinan las bandas WV-2 con LiDAR DH y TerraSAR-X.

En la Figura 3, se presentan los resultados de las mejores clasificaciones obtenidas a partir de los distintos esquemas de combinación de imágenes de entrada. La asignación de colores es la que aparece en la Tabla 2.

Una vez seleccionada la mejor clasificación cuantitativamente, se pudo generar la cartografía temática de Maspalomas y, en consecuencia, la superficie y distribución de las distintas categorías. Este mapa final se obtuvo tras aplicar un filtrado Majority a la imagen previamente clasificada. En la Figura 4 se presentan la mejor clasificación obtenida junto a una composición en color RGB de la imagen WV-2, a efectos de comparación.

Tabla3. Precisión de la clasificación (%) y coeficiente Kappa entre paréntesis.

Bandas	MhD	ML	SAM	SVM
WorldView-2	90,37% (0,8784)	92,69% (0,9082)	78,13% (0,7306)	95,01% (0,9369)
LiDAR-FR I + DEM	42,39% (0,3362)	42,79% (0,3382)	12,61% (0,0573)	49,18% (0,3854)
TerraSAR-X	12,29% (0,0437)	-	0,74% (-0,0001)	37,47% (0,0435)
LiDAR DH	16,05% (0,0073)	-	0,44% (0,0030)	36,84% (0,0037)
LiDAR-LR S	19,92% (0,0200)	-	0,82% (0,0059)	36,40% (0,0119)
TerraSAR-X Textura	1,77% (0,0027)	-	0,12% (0,0011)	36,97% (0,0067)
WorldView-2 + LiDAR DH	90,27% (0,8771)	90,82% (0,8853)	76,33% (0,7131)	95,04% (0,9373)
WorldView-2 + LiDAR-LR S	90,30% (0,8775)	91,70% (0,8959)	53,04% (0,4582)	94,34% (0,9284)
WorldView-2 + TerraSAR-X	90,81% (0,8838)	93,41% (0,9171)	78,16% (0,7352)	95,06% (0,9376)
WorldView-2 + LiDAR-LR S + TerraSAR-X	90,82% (0,8838)	92,41% (0,9047)	55,74% (0,5080)	94,44% (0,9299)
WorldView-2 + LiDAR DH + TerraSAR-X	90,73% (0,8829)	91,26% (0,8906)	78,12% (0,7347)	95,08% (0,9379)

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se ha abordado el problema de la fusión de datos multisensor aplicado a la clasificación de imágenes. El objetivo final consistía en obtener el mejor mapa temático en una zona de alta complejidad debido a la amplia variabilidad de cubiertas terrestres. Específicamente, en la zona de la Reserva Natural Especial de Las Dunas de Maspalomas, donde coexisten un ecosistema dunar y costero o marino.

Para ello, se ha procedido a clasificar 11 imágenes distintas, con 4 algoritmos de clasificación (MhD, ML, SAM y SVM). Las imágenes fuente eran las proporcionadas por el satélite WorldView-2 (óptica), el TerraSAR-X (radar), y por un vuelo LiDAR. O bien, a partir de extracción de determinadas características, o por combinación entre ellas.

Los resultados muestran que, de forma general, los mejores resultados de clasificación se obtienen empleando el algoritmo de SVM. Adicionalmente, que la combinación de los datos ópticos (WV-2), LiDAR DH y radar (TerraSAR-X) conduce a esta mejor solución. La selección de este esquema de clasificación permitió obtener la cartografía temática del área de trabajo. Antes de esto sólo se tiene constancia de un estudio de campo objeto de una tesis doctoral. El resultado obtenido, permite identificar qué datos aportan valor a la clasificación en este tipo de cubiertas. A partir de ello, se prevé la generación de esquemas de fusión más complejos que permitan avanzar en optimizar los resultados de la clasificación.

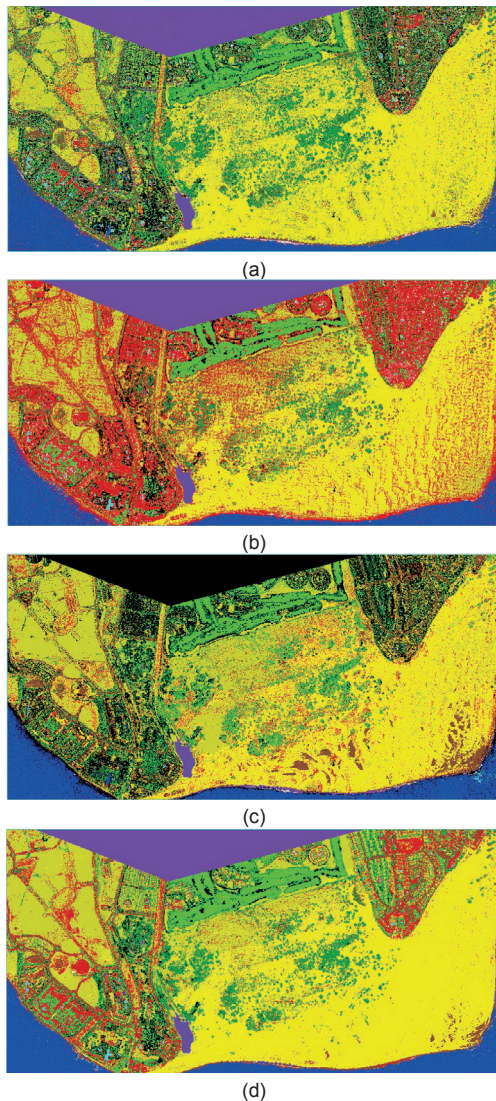


Figura 3. Resultados de clasificación. a) MhD: WV-2 + LiDAR-LR (S) + TSX. b) ML: WV-2 + TSX. c) SAM: WV2 + TSX. d) SVM: WV2 + LiDAR (DH) + TSX.

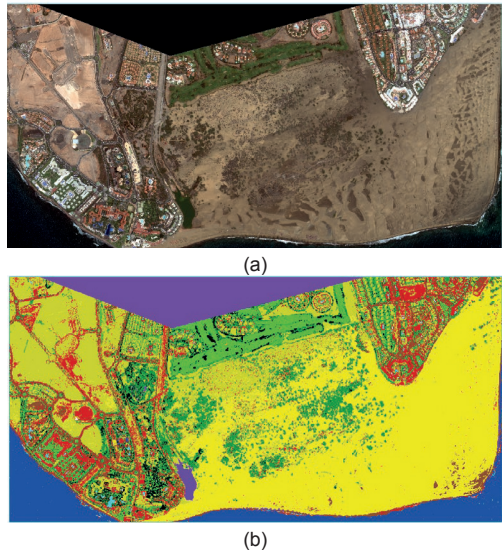


Figura 4. Comparativa de imágenes de Maspalomas: a) Imagen procedente de WV2. b) Cartografía temática

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del proyecto ARTEMISAT-2 (CTM2016-77733-R).

6. BIBLIOGRAFÍA

- Aiazzi, B., Baronti, S., Selva, M. 2007. Improving component substitution pansharpener through multivariate regression of MS + Pan data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 45(10), 3230-3239.
- Cole-Rhodes, A. A., Varshney, P.K. 2011. *Image registration using mutual information*. Cambridge Univ. Press, 131-152.
- García-Pedrero, A. *et al.* 2015. A GEOBIA methodology for fragmented agricultural landscapes. *Remote sensing* 7(1), 767-787.
- Ibarrola-Ulzurrun, E. *et al.* 2017. Fusion of High Resolution Multispectral Imagery in Vulnerable Coastal and Land Ecosystems. *Sensors* 17(2), 228.
- Joshi, N. *et al.* 2016. A review of the application of optical and radar remote sensing data fusion to land use mapping and monitoring. *Remote Sensing* 8(1), 70.
- Kotsiantis, S.B., Zaharakis, I., Pintelas, P. 2007. *Supervised machine learning: A review of classification techniques*. 3-24.
- Stathaki, T. 2011. *Image fusion: algorithms and applications*. Academic Press, 2011.

Caracterización de la fenología del abedul común en Europa a partir de series temporales (1999-2016) VEGETATION y PROBA-V

Bórnez, K. ^(1,2), Verger, A. ^(1,2), Filella, I. ^(1,2), Peñuelas, J. ^(1,2)

(1) CREA, Cerdanyola del Vallès 08193, Cataluña, España.

(2) CSIC, Unidad de Ecología Global, Cerdanyola del Vallès 08193, Cataluña, España.

Resumen: Se ha caracterizado la fenología del abedul común en Europa en el periodo 1999-2016 utilizando series temporales de distintas variables biofísicas (LAI, FCOVER, FAPAR y NDVI) estimadas a partir de los sensores VEGETATION y PROBA-V en el marco del servicio global de observación de la Tierra Copernicus. Se utilizó el software Spirits para el suavizado y procesamiento de las series temporales, así como para la estimación del comienzo, duración y final de la estación fenológica. La comparación con medidas *in situ* (PEP-725) de las distintas fenofases de abedul común pone de manifiesto correlación en la estimación del comienzo de la estación, sobre todo mediante el uso del LAI y FCOVER. Por el contrario, se observó un menor ajuste para la detección del final de la estación.

Palabras clave: fenología, Copernicus Global Land, VEGETATION, PROBA-V, Spirits.

Characterization of the phenology of birch in Europe from VEGETATION and PROBA-V time series (1999-2016)

Abstract: The phenology of the birch in Europe during the period 1999-2016 was characterized by using of time series of different biophysical variables (LAI, FCOVER, FAPAR and NDVI) estimated from the sensors VEGETATION and PROBA-V in the framework of the Copernicus Global Land Service. The Spirits software was used for the smoothing and processing of the time series, as well as for estimating the start, length and end of the phenological season. The comparison with ground measures (PEP-725) of the different phenophases of birch shows correlation in the estimation of the start of season, especially through the use of the LAI and FCOVER. On the other hand, there was a lower adjustment in the detection of the end of the season.

Keywords: phenology, Copernicus Global Land, VEGETATION, PROBA-V, Spirits.

1. INTRODUCCIÓN

El estudio de la fenología vegetal mediante la teledetección puede mejorar considerablemente el conocimiento macroecológico y la representación de la fenología en los modelos. Los sensores con resolución espacial moderada, incluyendo VEGETATION y PROBA-V, proporcionan amplias series temporales de observaciones que permiten caracterizar los patrones de la fenología terrestre a escala global. Cabe mencionar, el desarrollo de una amplia variedad de métodos para extraer métricas fenológicas desde series temporales de satélite, basadas en umbrales (White *et al.*, 1997) promedios móviles (Reed *et al.*, 1994) o la primera derivada (Tateishi *et al.*, 2004) entre otros. Por otro lado, cobra importancia la comparación con medidas *in situ* (Rodríguez-Galiano *et al.*, 2015), lo que permite una mejor interpretación y modelización de las estimaciones fenológicas a partir de imágenes de satélite.

El principal objetivo de este estudio es caracterizar la fenología del abedul común en Europa a través de series temporales (1999-2016) de los sensores SPOT-VEGETATION y PROBA-V. A diferencia de otros estudios, basados en índices de vegetación como el NDVI, en nuestro caso se utilizaron también series temporales de Índice de Área Foliar (LAI), Fracción

de Radiación Fotosintéticamente Activa Absorbida (FAPAR) y Fracción de Cobertura Vegetal (FCOVER) proporcionadas a través del servicio europeo para el monitoreo de la Tierra *Copernicus Global Land*. Se evaluó la exactitud de las distintas fases fenológicas calculadas a partir de imágenes de satélite (comienzo, final y duración de la estación), en comparación con las medidas *in situ* disponibles a través del Proyecto Pan-Europeo PEP725 para el abedul común (*Betula pendula*).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Series temporales Copernicus Global Land

Se utilizaron las series temporales LAI, FCOVER y FAPAR, tanto la versión 1 (V1) (Baret *et al.*, 2013), como la versión 2 (V2) (Verger *et al.*, 2014). En el caso del NDVI se utilizó la versión 1 (V1).

Las series temporales cuentan con una resolución espacial de 1 km y una resolución temporal de 10 días. Se estiman a partir de reflectividades de la superficie corregidas de la nubosidad y los efectos atmosféricos.

Los productos de la versión 1 se estiman a partir de compuestos de 10 días de reflectividades. En la versión 2 se utilizan reflectividades diarias y la composición a 10 días se realiza a partir de las estimaciones diarias LAI,

FAPAR, FCOVER. Además, en la etapa de composición de la versión 2 se realiza un filtrado, suavizado y rellenado de los datos que resulta en series temporales continuas (sin huecos) y consistentes (suaves) (Verger et al., 2014).

2.2. Software Spirits

Las series temporales de imágenes de satélite se procesaron mediante el Software Spirits (EC-JRC). Este software permite la realización de distintos procesados de las imágenes de satélite, incluyendo filtrado, suavizado, máscaras, combinación de bandas, así como la extracción de métricas fenológicas como el comienzo, final y duración de la estación fenológica (Eerens et al., 2014). En general, las series temporales de la versión 1 utilizadas contenían ruido debido a datos perdidos, datos erróneos, así como a la nubosidad. De esta forma, como paso previo al análisis fenológico, las series temporales (LAI, FCOVER, FAPAR, NDVI) fueron suavizadas. El Software ofrece la posibilidad de utilizar cuatro tipos de suavizado: MEAN (*Mean Filter* RMF), BISE (*Best Index Slope Extraction*), SWETS y WHITTAKER. En el presente estudio se utilizó el método SWETS (Swets et al., 1999).

El software es flexible, dado que ofrece la posibilidad de ajustar tanto el filtrado de los datos como la definición de las diferentes métricas. De esta forma, una vez obtenidas las series suavizadas se realizó un segundo proceso, que da lugar a la detección de la estacionalidad. Para llevar a cabo este paso es necesario disponer al menos una serie de tres años (108 imágenes), situando el año objeto de análisis en el lugar central de la serie. Por este motivo, la serie final trabajada abarca desde 2000 a 2015.

Con el objetivo de analizar las series temporales, se determinaron distintas métricas de acuerdo a unos valores umbral (comprendidos entre 0 y 100%) para determinar el comienzo y final de la estación fenológica. El comienzo de la estación vendría definido como el periodo comprendido entre el índice mínimo, anterior al comienzo de la estación (I_{min1}), y el índice máximo (I_{max}), donde el perfil corta el $I_{min1} + FEN_{sos} \times (I_{max} - I_{min1})$, siendo FEN_{sos} el umbral definido para el comienzo de la estación (%). Con respecto al final de la estación, se tendría en cuenta el I_{max} y el índice mínimo registrado al final de la estación (I_{min2}), donde el perfil corta el valor $I_{min2} + FENEoS \times (I_{max} - I_{min2})$.

2.3. Medidas *in situ* (PEP725)

Una vez que las series temporales de imágenes de satélite fueron procesadas y analizadas, se compararon con la base de datos de medidas *in situ* obtenidas del Proyecto Pan-Europeo de Fenología PEP725 (<http://www.pep725.eu>) para el abedul común, dado que es una de las especies con la salida de la hoja más temprana, y que cuenta con una amplia distribución espacial en Europa.

En la recopilación de los datos de fenología se utilizó la escala de referencia BBCH. En nuestro estudio, para la comparación con los datos de satélite, utilizamos las fenofases correspondientes a la salida de los primeros

tallos visibles (BBCH 11) como referencia para el comienzo de la estación, y la fecha correspondiente al 50% de hojas con coloración otoñal (BBCH 94) para el final de la estación.

Al inicio de la investigación se utilizó una amplia base de datos del PEP725 para la especie arbórea de interés, pero debido a la gran cantidad de puntos de muestreo disponibles, se vio oportuno aplicar un filtrado de los datos para su posterior tratamiento. En este sentido, se utilizó por un lado el mapa de usos del suelo CCI-LC, elaborado por la Agencia Espacial Europea (ESA), lo que permitió la eliminación de aquellos puntos que se encontraban en áreas agrícolas o urbanas. Por otro lado, se utilizó el mapa de abundancia de especies arbóreas en bosques europeos (Brus et al., 2004). De esta forma, se trabajó con los puntos de medida que se encontraban en píxeles con al menos un 5% de abundancia y para los que se tuvieran datos *in situ*, como mínimo, de un periodo de 5 años, de forma que se evitaran datos erróneos, así como la presencia huecos en la serie. El análisis se llevó a cabo utilizando, tanto los promedios obtenidos para toda la serie temporal, como los datos anuales de cada uno de los puntos de medida seleccionados (397 puntos sin aplicar filtro de abundancia y 50 puntos filtrado). Los puntos resultantes de aplicar ese filtrado son los representados en la Figura 2.

3. RESULTADOS

3.1. Series temporales

El uso de los productos de la versión 1 y versión 2, así como la comparación con las medidas *in situ* para el abedul común en Europa permitió analizar la distribución espacio temporal de las diferentes fases y procesos fenológicos. Para analizar este aspecto de forma práctica, se tomó como referencia el punto de medida del PEP725 con identificador n° 616 (ver Figura 2), con coordenadas X (longitud)= 10,15; Y (latitud)= 52,62 (datum WSG84). En este punto se observó un porcentaje de abundancia de abedul superior al 15%, correspondiendo con el máximo porcentaje de abundancia disponible con medidas *in situ*. En la Figura 1 se utilizan como variables el FCOVER (V1 y V2) y el NDVI (V1), con representación de las series temporales de imágenes de satélite originales. En el caso del FCOVER se aprecia de forma nítida la mejora del producto V2 con respecto a V1, de tal modo que se han corregido los importantes huecos presentes en la primera serie de imágenes, lo que facilita la mejora en la estimación de las métricas. Este mismo patrón fue observado mediante el uso del LAI y FAPAR.

Con respecto a la versión 1 del NDVI, se detecta también una amplia presencia de huecos en la serie y ruido en la misma, lo que impide realizar buenas estimaciones de métricas fenológicas para este caso.

3.2. Patrón de distribución fenológica

A través del tratamiento de las series temporales con Spirit, se obtuvieron unas salidas gráficas que permitieron analizar el patrón de distribución de las distintas fases fenológicas. En este sentido, se observaron diferencias

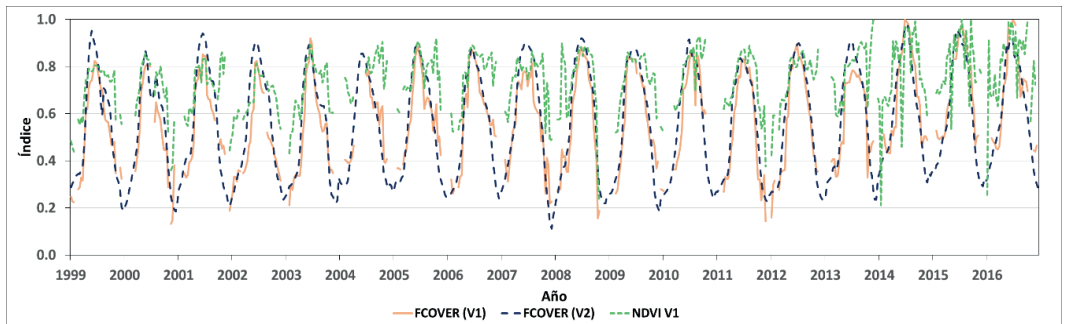


Figura 1. Serie temporal de imágenes originales de FCOVER (V1 y V2) y NDVI (V1) sobre el punto de medida PEP-ID. 616.

entre el norte y el sur de Europa, destacando el comienzo temprano de la estación fenológica, principalmente en la Península Ibérica y otras áreas del entorno mediterráneo (Figura 2), registrando el comienzo de la estación entre enero y marzo. Por el contrario, en áreas montañosas y zonas septentrionales de Europa el comienzo es más tardío, principalmente en los países nórdicos, donde el comienzo de la estación no se registra hasta mayo o junio.

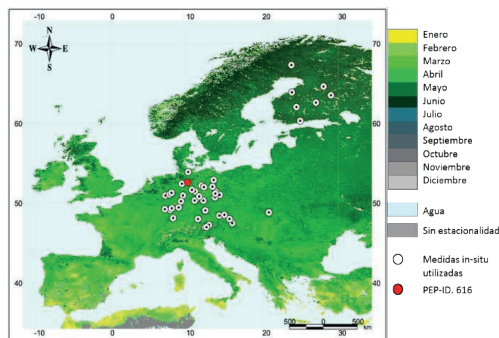


Figura 2. Comienzo de la estación fenológica en Europa en el año 2015 mediante el uso del LAI V2.

3.3. Comparación entre las estimaciones fenológicas a partir de imágenes de satélite y las medidas *in situ*

Se observó correlación en el caso del abedul común usando tanto valores anuales como promedios. A su vez se comprobó que utilizando un criterio de filtrado por abundancia, los resultados mejoraban notablemente, tal y como se representa en la Figura 3. En este caso, se obtiene una fuerte correlación entre las medidas de satélite y las tomadas *in situ*, con un valor R2 de 0,82 para el inicio de la estación de crecimiento, con diferencias medias de ~9 días en término de la raíz del error cuadrático medio. Conviene destacar que la correlación resultante va ligada a la definición métrica utilizada, dado que se encontraron importantes diferencias una vez aplicadas. Con respecto al comienzo de la estación, analizada a través del LAI, se observó mayor correlación y menores diferencias

(RMSE) para una definición de entre el 30% y el 40% (Figura 3), en el FCOVER de entre el 40% y el 50%, y finalmente para el FAPAR y NDVI las correlaciones más destacadas se observaron para una definición de entre el 50% y 60%.

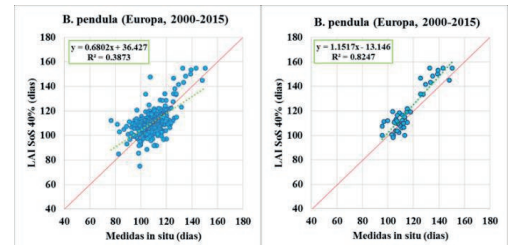


Figura 3. Gráficos de correlación entre las medidas *in situ* y el uso del LAI con una definición para el comienzo de la estación del 30%, para el conjunto de puntos de medida (izquierda) y los filtrados por abundancia (derecha).

Para el final de la estación los resultados no fueron tan favorables (Figura 4).

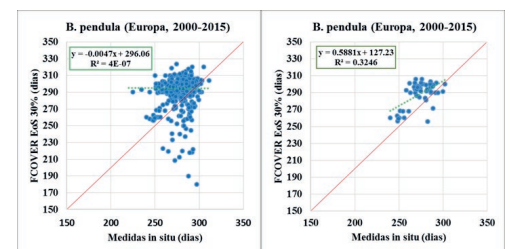


Figura 4. Representación gráfica de la correlación entre las medidas *in situ* y el FCOVER con una definición para el final de la estación del 30%, para el conjunto de puntos de medida (izquierda) y los filtrados por abundancia (derecha).

Para el final de la estación, en el mejor de los casos, mediante el uso del FCOVER para una definición del 30% se obtiene un valor para la raíz del error cuadrático medio de 25 días si se utilizan todos los puntos de medida, y de 16 días con los puntos filtrados por abundancia.

Cabe destacar la mejora en la estimación de la fenología a partir de las series temporales de satélite de la versión V2, con respecto a la versión V1, con un mejor ajuste lineal y mayor correlación con las medidas *in situ*. En este sentido, mediante el uso del LAI para una definición del comienzo de la estación al 40%, se observó un R2 de 0,82 (0,51 en la versión anterior), pendiente de 1,15 (0,84 en la versión anterior), ordenada en el origen de -13,14 días (17,06 días en la versión anterior) y RMSE de 8,8 días (16,6 días en la versión anterior).

En la Figura 5 se muestra una serie temporal que responde al comienzo de la estación, sobre el punto de medida nº 616. Las métricas estimadas a partir de la versión V2 (parte superior) dieron lugar a un mejor ajuste con respecto a la medida tomada *in situ*, en comparación con el resultado para la versión V1, donde la abundancia de huecos en la serie da lugar a una peor estimación de las métricas fenológicas, especialmente mediante el uso de FAPAR y NDVI.

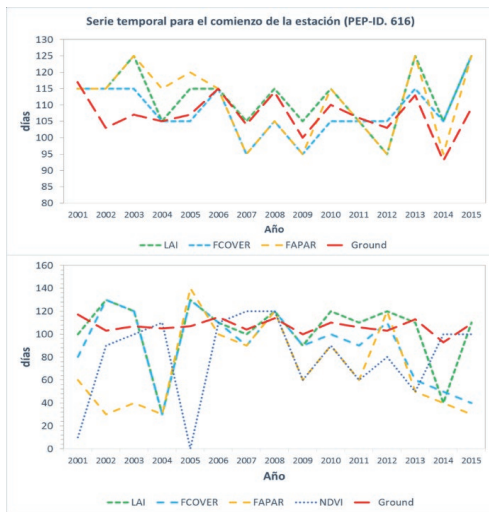


Figura 5. Serie temporal con representación del comienzo de la estación (días) estimada a partir de la versión 2 (parte superior) y versión 1 (parte inferior) para las distintas variables biofísicas.

4. CONCLUSIONES

Las series temporales de observaciones de satélite VEGETATION/SPOT y PROBA-V permitieron caracterizar la fenología en Europa durante el periodo 2000-2015. Los resultados ponen de manifiesto la mejora de la nueva versión de imágenes de satélite, con respecto a la versión anterior, debido a que las series originales presentan una mayor consistencia (series suaves) y continuidad temporal (sin huecos). Con respecto a la estimación de métricas de fenología, se obtienen mejores resultados en el caso del LAI y el FCOVER. La comparación con medidas de abedul, para el comienzo de la estación fenológica, da lugar a correlaciones,

con buenos ajustes lineales, sobre todo utilizando la versión 2. Por el contrario, los resultados fueron menos consistentes con respecto a la detección del final de la estación fenológica, con menor o nula correlación.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Baret, F., Weiss, M., Lacaze, R., Camacho, F., Makhmara, H., Pacholczyk, P., Smets, B. 2013. GEOV1: LAI, FAPAR essential climate variables and FCOVER global time series capitalizing over existing products. Part 1: Principles of development and production. *Remote Sensing of Environment*, 137, 299-309.
- Brus, D.J., Hengeveld, G.M, Walvoort, D.J., Goedhart, P.W., Heidema, A.H., Nabuurs, G.J., Gunia, K. 2011. Statistical mapping of tree species over Europe. *European Journal of Forest Research*, 131, 145-157.
- Eerens, H., Haesen, D., Rembold, F., Urbano, F., Tote, C., Bydekerke, L. 2014. Image time series processing for agriculture monitoring. *Environ. Model. Soft.*, 53, 154-162. doi: 10.1016/j.envsoft.2013.10.021
- Reed, B.C., Brown, F.J., Vanderzee, D., Loveland, T.R., Merchant, J.W., Ohlen, D.O. 1994. Measuring phenological variability from satellite imagery, *Journal of Vegetation Science*, 5, 703-714.
- Rodriguez-Galiano, V.F., Dash, J., Atkinson, P.M. 2015. Intercomparison of satellite sensor land surface phenology and ground phenology in Europe, *Geophys. Res. Lett.*, 42, 2253-2260, doi:10.1002/2015GL063586.
- Swets, D.L, Reed, B.C., Rowland, J.D., Marko, S.E. 1999. A weighted least-squares approach to temporal NDVI smoothing. In: *Proceedings of the 1999 ASPRS Annual Conference*, Portland, Oregon, pp. 526-536.
- Tateoshi, R., Ebata, M. 2004. Analysis of phenological change patterns using 1982–2000 Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) data, *International Journal of Remote Sensing*, 25, 2287-2300.
- Verger, A., Baret, F., Weiss, M. 2014. Near real time vegetation monitoring at global scale. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7, 3473-3481.
- Verger, A., Filella, I., Baret, F., Peñuelas, J. 2016. Vegetation baseline phenology from kilometeric global LAI satellite products, *Remote Sensing of Environment*, 178, 1-14.
- White, M.A., Thornton, P.E., Running, S.W. 1997. A continental phenology model for monitoring vegetation responses to interannual climatic variability, *Global Biogeochem. Cycles*, 11, 217-234.

Entorno cloud de análisis de imágenes multitemporales para el Plan Nacional de Teledetección

Villena, A. ⁽¹⁾, Domenech, E. ⁽¹⁾, Plaza, N. ⁽¹⁾, Villa, G. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Instituto Geográfico Nacional, Unidad de Observación del Territorio. Ministerio de Fomento,
C/ General Ibáñez de Ibero 3, 28003 Madrid, España.
avillena@fomento.es, edomenech@fomento.es, nplaza@fomento.es, gmvilla@fomento.es

Resumen: El Instituto Geográfico Nacional está desarrollando, para el Plan Nacional de Teledetección, un entorno *cloud* de análisis de imágenes multitemporales que permite la búsqueda, visualización, procesado y descarga de imágenes de satélite. La búsqueda se realiza mediante varios criterios: sensor, fecha y ámbito geográfico, entre otros. El entorno se está desarrollando con tecnologías de código abierto: se alimenta de un catálogo desarrollado sobre una base de datos PostgreSQL/PostGIS que alberga todas las imágenes de satélite del Plan Nacional de Teledetección. Las consultas se realizan a través del entorno de ejecución multiplataforma Node.JS, que está basado en JavaScript del lado del servidor. La parte visual está desarrollada con la librería OpenLayers de JavaScript, que permite una gran versatilidad y potencia para realizar las peticiones y la visualización de los resultados. El entorno permite mostrar en el mapa base las previsualizaciones de las imágenes obtenidas como resultado, permitiendo su descarga directa o añadir las a una pila de un gestor de descargas. También permite ver los metadatos de cada imagen, así como su huella sobre el terreno o centrarla en pantalla.

Palabras clave: plataforma en la nube, *cloud computing*, *big data*, código abierto.

Multi-temporal image analysis cloud environment for Spanish National Remote Sensing Program

Abstract: IGN is developing for the National Remote Sensing Plan (PNT) a multi-temporal image analysis cloud environment that allows to search, download, display, process and download images of satellite images. Search is performed through various criteria: by sensor, by date and by geographic scope). The environment has been developed with open source technologies: the viewer is fed from a catalog developed upon a PostgreSQL/PostGIS database that houses all the PNT satellite images. Queries from the viewer are made through the multiplatform Node.JS execution environment, which is based on server-side JavaScript. The visual part is developed with the OpenLayers JavaScript library, which allows a great versatility and power to make the requests and the visualization of the results. The environment allows displaying in the base map the previews of the images obtained as a result, allowing their direct download or adding them to a stack of a download manager. It also allows viewing the metadata of the image, as well as its footprint on the ground or centering it on the screen.

Keywords: Cloud platform, cloud computing, big data, open source.

1. INTRODUCCIÓN: *BIG DATA* Y *CLOUD COMPUTING*

En los últimos años se está produciendo una revolución en el mundo de la informática que está cambiando los principios establecidos acerca de cómo se generan y utilizan datos e información en todos los ámbitos: el fenómeno llamado *Big data* y las tecnologías asociadas: virtualización, paralelización, procesado y almacenamiento en la nube *-cloud computing-*, entre otras. Estas nuevas tendencias están propiciando la aparición de modelos de negocio innovadores en la llamada *Platform Economy* (*Platform as a Service* – PaaS–, *Software as a Service* –SaaS–, *Infrastructure as a Service* –IaaS–, etc. (Caumont *et al.*, 2014).

Al mismo tiempo se está produciendo otra revolución en el mundo de la geoinformación: se ha pasado de bases de datos SIG en red local y procesado de datos en máquinas locales con programas *desktop* (ArcGIS, QGIS, etc.) a plataformas *cloud* tan potentes y sofisticadas como Google Maps, Microsoft Maps, ArcGIS on line, etc. en

el entorno empresarial u OpenStreetMaps, Geoserver, Mapserver, Mapbox, Carto, etc. en los entornos *opensource* y *opendata*. Todas estas iniciativas están apoyadas en desarrollos tecnológicos y de estandarización tan potentes como WMS, WMTS, WCS, WFS, WPS, Vector Tiles, etc.

1.1. La revolución *cloud* llega a la teledetección

La teledetección se había mantenido más o menos al margen de estas revoluciones y, exceptuando algunas iniciativas aisladas y poco visibles (ej: ESA GPOD, etc.) todo seguía más o menos por los cauces tradicionales: descargarse la imágenes, procesarlas en máquinas locales con *software desktop*, generar ficheros de salida y ponerlos a descarga en FTP para su uso por terceros. Pero en los últimos dos años varias tecnologías han madurado lo suficiente para que se produzca una reacción en cadena que ha precipitado el cambio de paradigma en el mundo de la teledetección del mismo modo que había llegado a otros entornos del mundo la geoinformación.

2. EJEMPLOS DE PLATAFORMAS CLOUD

2.1. Google Earth Engine

El primer ejemplo fue la plataforma “Google Earth Engine” (ver Figura 1), desarrollada por Google en colaboración con la Carnegie Mellon University, la NASA, el United States Geological Survey y TIME, lanzada en 2012. Esta plataforma aúna los recientes avances en *cloud computing*, *Big data*, GIS en *cloud* y otros campos, y los aplica a la visualización multiresolución, análisis y procesado de cantidades ingentes de imágenes de teledetección gratuitas, como Landsat, Sentinel, etc.

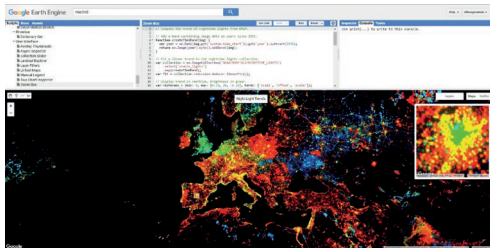


Figura 1. Google Earth Engine.

El procesamiento en la nube es bajo demanda; esta característica es muy importante para el procesado de imágenes de teledetección, que requiere de picos de computación muy grandes en un cierto instante, pero en el que se libera esa capacidad inmediatamente después. La ventaja de disponer de esta elasticidad es que permite levantar instancias de servidores de manera automática para un proceso concreto y una vez terminado éste las apaga, pagando solamente por el tiempo de proceso y el número de instancias levantadas. Esta posibilidad de escalar rápidamente la capacidad es altamente fiable y proporciona unos tiempos de respuesta muy buenos. Además, la reducción de costes en adquisición y mantenimiento de infraestructuras de *hardware* es muy grande, gracias al modelo “pagar sólo lo que se consume”. Hay una opción que da por ejemplo AWS denominada “Lambda” que permite ejecutar código sin provisionar ni administrar servidores, pagando únicamente por el tiempo de cómputo consumido. Los tiempos de ejecución son normalmente muy cortos (a veces inferiores a 1 segundo), lo que justifica que no se tenga que disponer de memoria cache u otro tipo de almacenamiento para guardar los procesamientos, ya que no es necesario con estos tiempos de respuesta.

Por todos estos motivos, un número creciente de “actores” han aceptado el reto y se han propuesto desarrollar sus propias plataformas con funcionalidades similares, dotándolas en cada caso de características propias. Estos actores provienen principalmente de estos tres entornos:

2.2. Iniciativas empresariales

En el entorno empresarial y comercial, además de “Google Earth Engine”, se están desarrollando rápidamente muchas otras potentes iniciativas como “Planet Plattform”, “Geostore” de Airbus Defense and

Space, “GBDX” de DigitalGlobe, “UrtheCast Platform”, etc.

Por otra parte, grandes plataformas de computación general en *cloud*, como Amazon Web Services (AWS) o Google Cloud (GC), almacenan y dan acceso *on line* a los usuarios de sus plataformas, a todo el archivo de imágenes Modis, Landsat y Sentinel sobre toda la tierra. La capacidad de almacenamiento que necesita el usuario es, por tanto, muy pequeña ya que para hacer un procesamiento no es necesaria la subida de imágenes de entrada desde una máquina local a la nube, sino que ya están disponibles en la plataforma. Además, el procesamiento es más ágil ya que todo está en la nube.

Las plataformas de proveedores de imágenes de satélites comerciales añaden a las imágenes gratuitas, los grandes archivos de sus satélites propios y permiten además adquirir imágenes de archivo o “programar” la captura de zonas concretas de interés de cada cliente, en las fechas requeridas.

2.3. Iniciativas institucionales

En los entornos institucionales, organizaciones tan importantes como el programa Copernicus, o la Agencia Espacial Europea (ESA) están desarrollando plataformas, como por ejemplo el Copernicus Data and Information Access Services (DIAS), invirtiendo importantes presupuestos y recursos para facilitar y promocionar todo lo posible el uso de los datos Sentinel y otros.

2.4. Iniciativas de comunidades de software abierto

Algunas iniciativas *opensource* y *opendata* están siguiendo los pasos de las anteriores, y por su enorme capacidad de desarrollo de software y creación de comunidades colaborativas muy dinámicas, demostrada con creces en múltiples ocasiones anteriormente, en cualquier momento pueden tomar una posición de liderazgo tecnológico. En los últimos meses se ha producido una eclosión de plataformas de procesado en la nube de este tipo aplicadas a la Teledetección, tales como: EO Browser, Sentinel-PlayGround, EOS DA Land Viewer, Astro Digital, etc.

Estas plataformas están basadas bien en infraestructuras en *cloud* comerciales como AWS, GoogleEarthEngine o Google Cloud, bien en infraestructuras propias, como es el caso de EOCloud.

3. PROYECCIÓN WEB MERCATOR Y ESQUEMA DE TESELADO EN QUADTREE

Un prerrequisito para poder construir una plataforma de este tipo es tener un esquema de organización de los datos que permita acceder a ellos de forma fácil y transparente, según un esquema lógico, predecible, multitemporal y piramidal (multiresolución). Para ello, es necesario un “esquema de teselado” adecuado. Se trata de un esquema de asignación espacial que asegura una cobertura multiresolución de ortoimágenes completamente coherente y consistente de toda un área de trabajo mediante la organización de las huellas, los

tamaños de píxel y las posiciones de los píxeles en todos los niveles de la pirámide.

Un esquema de teselado en *quad-tree* válido para toda la tierra sólo puede construirse con una proyección del tipo “rectangular” (que integra toda la tierra, o al menos la mayor parte de las zonas habitadas) en un rectángulo. Una implementación particular de la proyección Mercator ha emergido recientemente como estándar *de facto* en el mundo de la cartografía y los SIG en Internet: la “Mercator esférica” o “Web Mercator” (ver Figura 2).



Figura 2. La proyección Mercator cubre la mayor parte de las tierras habitadas, en un solo rectángulo. (Wikipedia).

Un esquema de teselado óptimo debería ser del tipo de “malla anidada”, o *quad-tree* (ver Villa et al., 2017) que se caracteriza porque 2×2 imágenes de cada nivel están contenidas exactamente en una del nivel superior y que 2×2 píxeles de un nivel están exactamente contenidos en uno del nivel superior, iterativamente (Figura 3). Esto asegura el alineado de los píxeles a todos los niveles de la pirámide.

Como la mayoría de visores GIS o WEB presentan los datos en la proyección Web Mercator (EPSG:3857), estas imágenes son reproyectadas al vuelo. El disponer de imágenes en una cuadrícula como “Google Maps Compatible Tilematrixset” permite hacer procesamiento de imágenes adyacentes, ya que de otro modo, los píxeles estarían desalineados y no coincidirían sus bordes en los diferentes niveles de zoom. Las mejoras de funcionalidad en la búsqueda, visualización y procesamiento de imágenes de satélite son muy grandes.

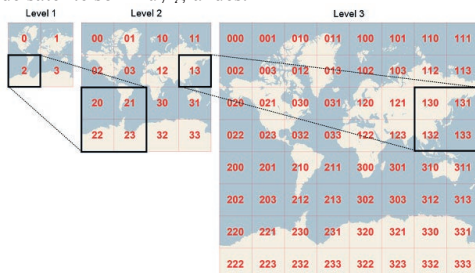


Figura 3. División de teselas en quad tree de “Google Maps Compatible Tilematrixset”.

Para la búsqueda de imágenes de satélite hay desarrolladas varias aplicaciones en código abierto disponibles en GitHub, como pueden ser sat-api-lib para imágenes Landsat y Sentinel, Landsat-util para imágenes Landsat 8, etc.

4. PLATAFORMA CLOUD PARA EL PLAN NACIONAL DE TELEDETECCIÓN

El Instituto Geográfico Nacional está desarrollando una plataforma de procesado en la nube para el Plan Nacional de Teledetección (PNT). Con esta plataforma, el IGN intenta facilitar el acceso a las imágenes de Teledetección en España, con la particularidad de proporcionar simultáneamente el acceso a otros datos geoespaciales archivados en los servidores del PNT, el Centro de Descargas del CNIG o la IDEE: ortofotos PNOA, nubes de puntos PNOA Lidar, Modelos Digitales de Elevaciones, datos SIOSE, Base Topográfica Numérica 1:25000, límites administrativos, etc. Toda esta información puede, en principio, integrarse en flujos de trabajos mixtos.

Se ha empezado desarrollando una plataforma de visualización (ver Figura 4) mediante el entorno de ejecución multiplataforma Node.JS como servidor web. Se trata de un entorno de código abierto bajo JavaScript que permite la implementación tanto en el Frontend como de Backend. Tiene la ventaja de que, al estar desarrollado con el motor de JavaScript V8 de Google Chrome, es muy rápido y versátil. Permite la consulta a bases de datos y servir páginas web; todo ello mediante un único hilo de ejecución usando entradas y salidas asíncronas que pueden ser ejecutadas concurrentemente.

La parte *frontend* de visualización está desarrollada también con OpenLayers, que es una librería JavaScript orientada a la información geoespacial, permitiendo realizar operaciones espaciales en el entorno de visualización. También se han añadido filtros temporales, por sensor y por ámbito geográfico, para una búsqueda más ajustada.



Figura 4. Ejemplo de resultado de búsqueda en la plataforma “cloud” del PNT.

Para las imágenes propias del IGN registradas en el repositorio del PNT se usa un catálogo almacenado en una base de datos PostGIS para poder realizar consultas espaciales mediante Node.JS. Se están desarrollando *scripts* para varios tipos de procesado, como son NDVI, True Color, Pseudo-color natural, etc.

Una muestra de imágenes y productos del PNT se subieron a la nube, a un almacenamiento (*bucket*) S3 de AWS para poder realizar los correspondientes procesados.

Gracias a la gran cantidad de código abierto que permite la búsqueda, descarga de metadatos, descarga de imágenes y procesado disponible a través de plataformas colaborativas como GitHub, es posible integrar en la plataforma, sin mucho trabajo de programación, varias de estas funcionalidades tales como la búsqueda de imágenes Sentinel y Landsat, descarga de metadatos para su mejor consulta, descarga de imágenes, y procesado, como por ejemplo pansharpening o cálculo del NDVI. Estas librerías de código abierto están disponibles a través de APIs (*Application Programming Interface*) o directamente con su código fuente para su descarga y reutilización.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad en el marco del Programa Estatal de Fomento de la Investigación Científica y Técnica de Excelencia, en el proyecto coordinado “Generación de Productos de Nivel 2 para la Misión INGENIO/SEOSAT”.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Caumont, H., Brito, F., Boissier, E. 2014. Big Earth sciences & the new ‘Platform Economy’, *Conference on Big Data from Space (BiDS '14)*, 2-14 Nov., Frascati, ESRIN, Italy, 2014.
- Villa, G. et al. 2017. Esquema de teselado Google Maps Compatible TileMatrixSet: un estándar de facto para la interoperabilidad y el procesado multirresolución de datos de teledetección, en *XVII Congreso de la Asociación Española de Teledetección*, Murcia 2017.
- Open Geospatial Consortium, 2014, Web Map Tile Service (WMTS) Simple Profile. OGC® <http://docs.opengeospatial.org/is/13-082r2/13-082r2.html>
- ESA Grid Processing on Demand (GPOD). [Fecha de consulta: 3 julio 2017]. Disponible en: <https://gpod.eo.esa.int/>
- Villa, G. et al. 2015. Técnicas Big Data para procesado multitemporal de imágenes en el proyecto FP7 SenSyF (*Sentinels Synergy Framework*) en *XVI Congreso de la Asociación Española de Teledetección*, Sevilla 2015.
- Google Earth engine. [Fecha de consulta: 3 julio 2017]. Disponible en: <https://earthengine.google.com/>
- EO Browser. Sinergise. ESA. [Fecha de consulta: 3 julio 2017]. Disponible en: <http://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/>
- Copernicus Open Access Hub. Serco and GAEL consortium. ESA. [Fecha de consulta: 3 julio 2017]. Disponible en: <https://scihub.copernicus.eu/dhus>
- Entinel Playground. Sinergise. Sinergise. [Fecha de consulta: 3 julio 2017]. Disponible en: <http://apps.sentinel-hub.com/sentinel-playground>
- Land Viwer. EOS. [Fecha de consulta: 3 julio 2017]. Disponible en: <https://lv.eosda.com/>

- Astro digital. [Fecha de consulta: 3 julio 2017]. Disponible en: <https://astrodigital.com/>
- Remote pixel. [Fecha de consulta: 3 julio 2017]. Disponible en: <https://remotepixel.ca/projects/satellitesearch.html>
- Urthecast. [Fecha de consulta: 3 julio 2017]. Disponible en: <https://www.urthecast.com/>
- Libra. Development SEED, Astro Digital [Fecha de consulta: 3 julio 2017]. Disponible en: <https://libra.developmentseed.org/>
- Planet. [Fecha de consulta: 3 julio 2017]. Disponible en: <https://www.planet.com/>

Uso de áreas pseudoinvariantes (PIA) para la corrección radiométrica, automática y coherente, de captaciones simultáneas Landsat-8 y Sentinel-2A

Padró, J. C. ⁽¹⁾, Pons, X. ⁽¹⁾, Aragonés, D. ⁽²⁾, Díaz-Delgado, R. ⁽²⁾, García Díaz, D. ⁽²⁾, Bustamante, J. ⁽²⁾, Pesquer, L. ⁽³⁾, Domingo, C. ⁽³⁾, González-Guerrero, O. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Grumets Grupo de Investigación; Dep. Geografía, Edificio B, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra, Catalunya, España. JoanCristian.Padro@uab.cat, Xavier.Pons@uab.cat, Oscar.gonzalez.guerrero@uab.cat

⁽²⁾ Laboratorio de SIG y Teledetección. Estación Biológica de Doñana (LAST-EBD) (CSIC); Avda. Américo Vespucio 26, Isla de la Cartuja, 41092 Sevilla, España. jbastamante@ebd.csic.es, rdiaz@ebd.csic.es, daragones@ebd.csic.es, diegogarcia@ebd.csic.es

⁽³⁾ Grumets Grupo de Investigación; CREA, Edificio C, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra, Catalunya, España. l.pesquer@creaf.uab.cat, Cristina.Domingo@uab.cat

Resumen: La corrección radiométrica automática de imágenes de teledetección mediante el uso de áreas pseudoinvariantes (PIA) ofrece un método razonablemente robusto para obtener series temporales altamente coherentes a partir de datos captados por diferentes sensores, tanto coetáneos como a lo largo del tiempo, lo cual es necesario en un gran número de aplicaciones de percepción remota. Esta comunicación valida el uso de la corrección mediante PIA en imágenes Landsat-8 (OLI) y Sentinel-2A (MSI) para el caso concreto de dos imágenes captadas en la misma fecha sobre Doñana, con medidas de campo tomadas al paso de los satélites con un espectroradiómetro ASD FieldSpec. Además, se comparan los resultados de la corrección basada en PIA (implementación MiraMon) con otras alternativas como el producto L2A para Landsat-8 ofrecido por el USGS (6S-LaSRC), el producto L2A para Sentinel-2A resultante del procesado con el software ofrecido por la ESA (Sen2Cor-SNAP), y la corrección que lleva a cabo, para ambas fuentes, el módulo SAC de QGIS. Los resultados muestran un comportamiento óptimo del método basado en las PIA, a la vez que coherente entre ambos sensores remotos. Estos resultados son de especial interés para poder ser aplicados a las series temporales que, desde mediados de la década de 1970, nutren de datos de teledetección a la comunidad científica en el marco de programas como Landsat.

Palabras clave: Corrección radiométrica, Landsat, Sentinel-2A, Espectroscopía de campo, Áreas Pseudoinvariantes (PIA).

Using Pseudoinvariant Areas (PIA) for a coherent and automatic radiometric correction of simultaneously acquired Landsat-8 and Sentinel-2A imagery

Abstract: Automatic radiometric correction of remote sensing imagery using pseudoinvariant areas (PIA) provides a reasonably robust method for obtaining highly coherent time series from data captured by different sensors, both coetaneous or along a series, a necessary procedure in a large number of remote sensing applications. This communication validates the use of the PIA correction method in Landsat-8 (OLI) and Sentinel-2A (MSI) imagery for the specific case of two scenes captured at the same date at Doñana, with field measurements taken at the same time with an ASD FieldSpec spectroradiometer. In addition, the results of the correction based on PIA (MiraMon implementation) are compared with other alternatives such as the L2A product for Landsat-8 offered by the USGS (6S-LaSRC), the L2A product for Sentinel-2A resulting from the processing done with the software offered by ESA (Sen2Cor-SNAP), and the correction performed for both sources by the module SAC of QGIS. Results show an optimal behavior of the method based on the PIA, as well as a high coherency between both remote sensors. These results are of particular interest in order to be applied to the time series that, since the mid-1970s, have fed data from remote sensing to the scientific community under programs as the Landsat one.

Keywords: Radiometric correction, Landsat, Sentinel-2A, Field spectroscopy, Pseudoinvariant Areas (PIA).

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVO

La aplicación de correcciones radiométricas a las imágenes de teledetección es crucial para obtener productos de alta calidad científica, especialmente cuando se tratan largas series temporales de imágenes procedentes de diferentes sensores. Con estas correcciones, la radiancia espectral ($W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$) medida por el sensor (en el techo de la atmósfera, TOA, en el caso de sensores satelitales) se convierte en reflectancia (%) a nivel de la superficie de la cubierta, corrigiendo efectos atmosféricos

(corrección atmosférica) y teniendo en cuenta las condiciones de iluminación en función de la posición solar, la morfología del terreno (corrección topográfica), etc. La corrección de los efectos atmosféricos es la parte más discutida en la comunidad científica ya que existen varios enfoques metodológicos que, fundamentalmente, se pueden dividir en empíricos (basados en la imagen) o basados en modelos físicos. En este estudio se correlacionan datos radiométricos de campo con los resultados obtenidos aplicando las correcciones radiométricas de

cuatro métodos diferentes: tres basados en la imagen (PIA-MiraMon, Sen2Cor-SNAP y SAC-QGIS) y uno basado en modelos físicos (6S-LaSRC). Dado que los métodos 6S-LaSRC y SAC-QGIS no realizan corrección topográfica, se ha escogido una zona llana como Doñana (suroeste de la Península Ibérica) para realizar una justa comparación; sin embargo, resulta evidente que estos dos métodos presentarán deficiencias en zonas no llanas, tanto mayores cuanto más variada sea la orografía. Las imágenes utilizadas fueron captadas casi-simultáneamente por los sensores multispectrales *Operational Land Imager* (OLI) y *Multispectral Imager* (MSI), embarcados en los satélites Landsat-8 y Sentinel-2A respectivamente. Estos sensores son sensibles a la región del espectro electromagnético comprendida entre 400 nm y 2500 nm. Durante su paso desde el TOA hasta su base (trayecto descendente) y en su retorno hacia el sensor una vez reflejado por la superficie terrestre (trayecto ascendente), el flujo procedente del Sol es parcialmente extinguido por la dispersión y la absorción atmosférica. Este fenómeno de extinción se cuantifica con la magnitud conocida como transmitancia atmosférica, que es una magnitud espectral ($\tau_{(\lambda)}$). Además, la radiación dispersada por la atmósfera también llega al objeto terrestre observado, añadiéndose como radiación difusa, que cuantificamos con la magnitud conocida como radiancia atmosférica, que también es una magnitud espectral ($L_{a(\lambda)}$). Así, en términos generales, la corrección atmosférica de la señal que procede de la superficie terrestre debe considerar dos incógnitas básicas: la transmitancia atmosférica y la señal que procede de la atmósfera. Cada método obtiene dichas incógnitas de un modo diferente, pero el modelo fundamental puede resumirse en la ecuación 1:

$$\rho_{S(\lambda)} = \pi(L_{S(\lambda)} - L_{a(\lambda)}) d^2 / [\cos(\theta) E_{0(\lambda)} \tau_{1(\lambda)} \tau_{2(\lambda)}] \quad (1)$$

donde:

- $\rho_{S(\lambda)}$ = Reflectancia espectral de la superficie observada
- π se introduce al asumir respuesta lambertiana
- $L_{S(\lambda)}$ = Radiancia espectral observada en el sensor
- $L_{a(\lambda)}$ = Radiancia espectral de la atmósfera
- $E_{0(\lambda)}$ = Irradiancia solar espectral en el TOA
- d = Distancia Tierra-Sol (en unidades astronómicas)
- θ = Ángulo de incidencia
- $\tau_{(\lambda)}$ = Transmitancia atmosférica espectral, que puede presentar valores diferentes en el camino desde el TOA al objeto observado ($\tau_{1(\lambda)}$), y en el camino desde el objeto observado al sensor ($\tau_{2(\lambda)}$).

La transmitancia depende de la profundidad óptica atmosférica (a mayor profundidad óptica atmosférica, menor transmitancia), y además depende del ángulo cenital de la luz (a mayor ángulo, mayor recorrido y, por tanto, menor transmitancia), según la ecuación 2:

$$\tau_{(\lambda)} = e^{-(\tau_{0(\lambda)} \cos(\theta_0))} \quad (2)$$

donde:

- $\tau_{(\lambda)}$ = Transmitancia atmosférica espectral
- $\tau_{0(\lambda)}$ = Profundidad óptica atmosférica espectral
- θ_0 = Ángulo cenital del vector solar (θ_s) en el caso del cálculo de $\tau_{1(\lambda)}$, y ángulo cenital del vector de visión (θ_v) en el caso del cálculo de $\tau_{2(\lambda)}$.

El objetivo de este estudio es validar el uso del método PIA-MiraMon (Pons *et al.*, 2014) para la corrección radiométrica de imágenes OLI y MSI, a la vez que compararlo con otras alternativas existentes. Este método, que ya ha sido ampliamente utilizado (*e.g.*, Vidal-Macua *et al.*, 2016) en la corrección de imágenes captadas con sensores precedentes de la serie Landsat (MSS, TM y ETM+), tiene dos características destacadas: la integración de la corrección topográfica y la capacidad de poder ser aplicado a imágenes retrospectivas, en que no existan datos atmosféricos disponibles. La segunda característica es posible gracias a la utilización de áreas radiométricamente estables (áreas pseudoinvariantes, PIA) obtenidas mediante geoestadística a partir del producto diario de reflectancia Terra-MODIS (MOD09GA). Las PIA devienen la referencia radiométrica durante toda la serie temporal, dando como resultado imágenes altamente coherentes entre ellas independientemente del sensor y el momento en que fueron tomadas.

El criterio de selección de métodos alternativos ha sido principalmente su disponibilidad y/o la profusión de su uso. Las imágenes corregidas con el método 6S-LaSRC se distribuyen gratuitamente desde la web del USGS (*United States Geological Survey*), el método Sen2Cor se puede utilizar sin coste mediante el software SNAP, descargable de la página web de la ESA (*European Space Agency*), y el método SAC se puede instalar mediante un *plug-in* en el software QGIS.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra en el Parque Nacional de Doñana, donde se hicieron medidas radiométricas de campo el día 4 de octubre de 2016 al paso de los satélites Landsat-8 y Sentinel-2A. La demora entre el paso de ambas plataformas es de 6 minutos (Tabla 1).

Tabla 1. Escenas, fecha, hora (UTC) y fuente de las imágenes de satélite utilizadas.

Path - Row (L8) Orbita - Granule (S2A)	Fecha de adquisición	Hora de paso	Fuente
202 - 034	04/10/2016	11:02:33	USGS
R137 - T29SQB		11:09:12	ESA

Las medidas de campo se han realizado con un espectroradiómetro ASD Fieldspec e incluyen cubiertas de baja y alta reflectancia (Tabla 2).

Tabla 2. Localización (WGS84), hora (UTC) y tipo de cubierta de las medidas espectroradiométricas.

Longitud	Latitud	Hora	Cubierta
-6° 28' 39,8"	36° 58' 40,1"	10:40	Agua
-6° 28' 41,9"	36° 58' 41,8"	10:54	Orilla (1)
-6° 28' 40,6"	36° 58' 43,4"	10:57	Orilla (2)
-6° 29' 19,1"	36° 59' 14,2"	11:18	Duna (1)
-6° 29' 17,0"	36° 59' 09,1"	11:27	Duna (2)
-6° 28' 58,9"	36° 59' 04,5"	12:04	Helecho seco
-6° 28' 58,1"	36° 59' 04,3"	12:08	Helecho

2.1. Método PIA-MiraMon

El modelo utilizado es el reflejado en la Ec. (1) asumiendo la misma profundidad óptica atmosférica espectral ($\tau_{0(\lambda)}$) e introduciendo corrección topográfica. El método PIA-

MiraMon obtiene la radiancia atmosférica espectral ($L_{a(\lambda)}$) y $\tau_{0(\lambda)}$ a partir del ajuste respecto la reflectancia de referencia almacenada en las áreas pseudoinvariantes (PIA). Para el ajuste de $\tau_{0(\lambda)}$ se establecen unos límites calculados con MODTRAN. Inicialmente, en cada PIA se ajusta una pareja $L_{a(\lambda)}$ y $\tau_{0(\lambda)}$ para cada banda a corregir. Este paso es clave ya que permite descartar aquellas PIA que, en la imagen concreta a corregir, no muestran estabilidad radiométrica (debido a una nube, una sombra, un cambio en la cubierta,...) o no la presentaban en el pasado si se trata de una imagen antigua. Finalmente, los valores ajustados sirven para calcular una pareja global $L_{a(\lambda)}$ y $\tau_{0(\lambda)}$ usada para aplicar el modelo banda a banda (Pons et al., 2014).

2.2. Método 6S-LaSRC

El *Landsat Surface Reflectance Code* (LaSRC) es una adaptación del método 6S específica para imágenes Landsat-8. El método 6S es el método de corrección atmosférica más sofisticado de todos los utilizados en este estudio, pues utiliza multitud de datos auxiliares para estimar la profundidad óptica atmosférica (Vermote et al., 2016). Este hecho, que es positivo en muchos aspectos, tiene como inconveniente principal que impide realizar el mismo tipo de correcciones si no se dispone de los datos auxiliares requeridos (como suele pasar con imágenes de una cierta antigüedad (e.g., anteriores al año 2000) y por lo tanto las imágenes procedentes de otras fechas y/o sensores no son comparables.

2.3. Método Sen2Cor-SNAP

El método Sen2Cor es una adaptación del método ATCOR3 específica para imágenes Sentinel-2. Este método también se basa en (1), pero tiene como notable diferencia la asunción de una función de distribución de la reflectancia bidireccional (BDRF) igual para toda la imagen, en lugar de asumir que las superficies son lambertianas. Para obtener la profundidad óptica atmosférica ($\tau_{0(\lambda)}$), se utilizan las bandas 1 (433-453 nm), 9 (935-955 nm) y 10 (1360-1390 nm) del sensor MSI, estratégicamente situadas en el espectro electromagnético para este propósito. Este hecho, aunque positivo en muchos aspectos, impide utilizar el mismo método para imágenes captadas con sensores que no tienen la misma configuración espectral. La radiancia atmosférica ($L_{a(\lambda)}$) se obtiene a partir de la detección de vegetación densa (DDV) (Richter, 2014).

2.4. Método SAC-QGIS

El método más sencillo de los comparados es el Semi-Automatic Classification implementado en QGIS (SAC-QGIS), que también se basa en (1) pero asumiendo que la transmitancia siempre es total ($\tau=1$) y que la radiancia atmosférica es la señal que tiene el píxel que acumula el 0,01% de píxeles de la imagen. Esta técnica, conocida como DOS1, tiene una exactitud menor que los métodos basados en principios físicos, pero es muy útil cuando no se dispone de medidas atmosféricas al paso del satélite (Congelo, 2016).

2.5. Comparativa

Las bandas con correspondencia en MSI y OLI son seis, con mínimas diferencias de respuesta espectral relativa (RSR) y anchura a media altura (FWHM) (Tabla 3).

Tabla 3. Correspondencia de bandas entre OLI (L8) y MSI (S2A). Anchura de banda (FWHM) en nanómetros.

Banda	#L8	FWHM OLI	FWHM MSI	#S2
B	2	452–512	470-524	2
G	3	533–590	543-578	3
R	4	636–673	649-680	4
NIR	5	851–879	855-875	8a
SWIR1	6	1567–1651	1569-1658	11
SWIR2	7	2107–2294	2113-2286	12

Se han integrado los datos de radiometría de campo en función de las RSR de cada banda del sensor. Posteriormente, se han comparado estos datos con los de su píxel correspondiente en cada imagen corregida. Para cuantificar las diferencias entre métodos se han tomado los datos de campo como referencia y se han calculado rectas de regresión del ajuste conjunto de cada método en todas las bandas y muestreos (coeficiente de correlación (R^2), pendiente y ordenada en el origen). Para comprobar la coherencia de los métodos se han calculado ajustes parecidos tomando como referencia la imagen de Sentinel-2A y correlacionándola con la de Landsat-8.

3. RESULTADOS

Las regresiones entre la reflectancia obtenida en la radiometría de campo y la obtenida por los tres métodos de corrección de imágenes Sentinel-2A, muestran un comportamiento similar entre Sen2Cor-SNAP y PIA-MiraMon, y SAC-QGIS (Figura 1).

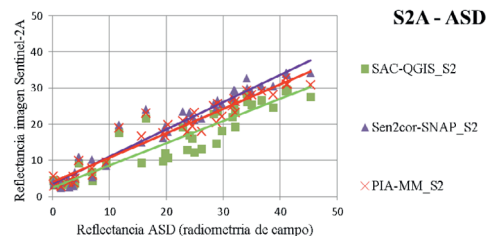


Figura 1. Correlación entre los datos de campo (eje X) y los diferentes métodos analizados: SAC-QGIS (verde), Sen2Cor-SNAP (violeta) y PIA-MiraMon (rojo).

Tabla 4. Correlación entre los datos de campo (variable independiente) y sus correspondientes valores de reflectancia en los métodos analizados para Sentinel-2A.

Método (S2A)	R^2	Pendiente	Ord. origen
SAC-QGIS	0,8668	0,6126	2,4625
Sen2Cor-SNAP	0,9468	0,7505	3,5770
PIA-MiraMon	0,9342	0,6732	3,9702

Los coeficientes de determinación evidencian que el método Sen2Cor realiza el mejor ajuste para imágenes MSI, seguido muy de cerca por PIA-MiraMon (Tabla 4).

En las imágenes Landsat-8, la comparación de regresiones presenta unos resultados parecidos en todos los métodos. Sobresale una medida muy diferenciada entre los datos de campo y la imagen de reflectancias en los tres métodos (B5, helecho), pero el comportamiento general es similar en todos ellos (Figura 2).

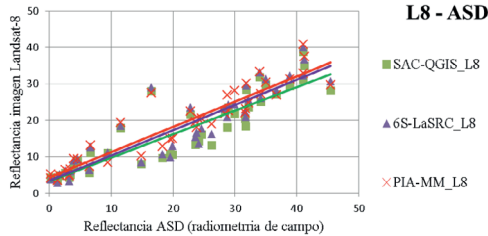


Figura 2. Correlación entre los datos de campo (eje X) y los diferentes métodos analizados: SAC-QGIS (verde), 6S-LaSRC (violeta) y PIA-MiraMon (rojo).

Los coeficientes de determinación muestran un mejor comportamiento de PIA-MiraMon que el resto de los métodos, además de presentar una pendiente más cercana a la unidad (Tabla 5).

Tabla 5. Correlación entre los datos de campo (variable independiente) y sus correspondientes valores de reflectancia en los métodos analizados para Landsat-8.

Método (L8)	R ²	Pendiente	Ord origen
SAC-QGIS	0,8063	0,6482	3,1929
6S-LaSRC	0,8302	0,6929	3,4638
PIA-MiraMon	0,8727	0,6938	4,3313

3.1. Coherencia entre sensores

La correlación entre los píxeles donde se han tomado medidas de campo en las imágenes procedentes de distintos sensores pero corregidas con el mismo método, permite evaluar su coherencia. Se hace notar que aunque 6S-LaSRC y Sen2Cor-SNAP no son el mismo método, su correlación se ha tenido en cuenta dado que muchos usuarios utilizan estos dos métodos debido a su fuente de distribución oficial. Los resultados muestran una alta correlación en todos los métodos (Figura 3).

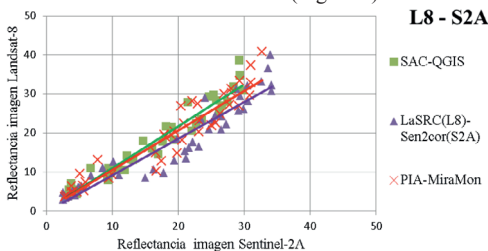


Figura 3. Correlación entre la corrección de Sentinel-2A (eje X) y la corrección de Landsat-8 (eje Y) con los diferentes métodos analizados (media de todas las bandas): SAC-QGIS (verde), LaSRC-Sen2Cor (violeta) y PIA-MiraMon (rojo).

Los coeficientes de determinación más elevados, es decir la más alta similitud presentada entre correcciones de imágenes procedentes de diferentes sensores, los encontramos en el método SAC-QGIS ($R^2=0,9415$) aunque presenta los ajustes más bajos en cada una de las imágenes, interpretable como una alta coherencia en el “error”. La correlación entre sensores en PIA-MiraMon ($R^2=0,9182$) es la segunda más elevada, por delante de LaSRC-Sen2Cor ($R^2=0,9059$), que tiene, sin embargo, la pendiente más cercana a la unidad (Tabla 6).

Tabla 6. Correlación entre la corrección de Sentinel-2A y la corrección de Landsat-8 en los métodos analizados: SAC-QGIS, LaSRC-Sen2Cor y PIA-MiraMon.

Método (L8 o S2)	R ²	Pendiente	Ord origen
SAC-QGIS (L8-S2)	0,9415	0,8848	0,5382
LaSRC(L8)-Sen2Cor(S2)	0,9059	0,9807	1,3112
PIA-MiraMon (L8-S2)	0,9182	0,9041	0,6487

4. DISCUSIÓN

Con el propósito de validar el uso del método de corrección radiométrica PIA-MiraMon para imágenes captadas con Landsat-8 y Sentinel-2A, se han comparado sus resultados con los obtenidos con otros métodos alternativos (SAC-QGIS, Sen2Cor-SNAP, 6S-LaSRC) y con datos de radiometría de campo. La validación del método PIA-MiraMon para Sentinel-2A se cuantifica con un ajuste respecto a la radiometría de campo ($R^2=0,9342$) parecido al Sen2Cor-SNAP ($R^2=0,9468$) y superior a SAC-QGIS ($R^2=0,8668$). Para Landsat-8, el ajuste de PIA-MiraMon respecto a la radiometría de campo ($R^2=0,8727$) es superior a 6S-LaSRC ($R^2=0,8302$) y SAC-QGIS ($R^2=0,8063$). Además, la coherencia entre la corrección de las imágenes Landsat-8 y Sentinel-2A con PIA-MiraMon ($R^2=0,9182$) demuestra ser una firme solución para la inclusión de las imágenes de Landsat-8 y Sentinel-2A al legado de la toda serie Landsat.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Pons, X. *et al.* 2014. Automatic and improved radiometric correction of Landsat imagery using reference values from MODIS surface reflectance images. *Int. J. of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 33, 243-254.
- Richter, R. *et al.* 2012. [L2A-ATBD] Sentinel-2 Level-2A Products Algorithm Theoretical Basis Document, S2PAD-ATBD-0001, v 2.0. Deut. Zentrum für Luft- und Raumf. e.V. (DLR), VEGA Technol. SAS, 1-72.
- Congelo L. 2016. *Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Release 5.3.2.1.* 161-164.
- Vermote, E. *et al.* 2016. Preliminary analysis of the performance of the Landsat-8 / OLI land surface reflectance product. *Rem. Sens. Envir.*, 185, 46-56.
- Vidal-Macua, J.J. *et al.* 2016. Developing spatially and thematically detailed backdated maps for land cover studies. *Int. J. of Digital Earth*, 10(2), 175-206.

Comparación de métodos para la reconstrucción de series temporales de NDVI

Julien, Y., Sobrino, J. A., Jiménez-Muñoz, J. C., Sòria, G., Skokovic, D., Gomis, J.

Unidad de Cambio Global, Parque Científico, Universitat de València, C/ Catedrático José Beltrán nº2, E-46980 Paterna, España. yves.julien@uv.es

Resumen: Los datos de NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) observados desde satélite para el estudio de la vegetación sufren de la presencia de nubes, lo cual obliga al uso de métodos de reconstrucción de series temporales. Para validar las reconstrucciones obtenidas por los métodos existentes, presentamos la base de datos TISSBERT (*Time Series Simulation for Benchmarking of Reconstruction Techniques*), la cual permite sintetizar series de referencia y de prueba a escala global, con una representación fiable del efecto y de la frecuencia anual de las nubes, así como de la variación anual de la vegetación a través del NDVI. Comparando los errores obtenidos, podemos concluir que todos los métodos estudiados fallan donde más se necesitan, el método HANTS obteniendo el mejor resultado. No obstante, características propias de los datos TISSBERT pueden sesgar este resultado. Los autores estudiarán esta hipótesis en un futuro cercano.

Palabras clave: TISSBERT, series temporales, NDVI, metodología, comparación, reconstrucción.

Comparison of NDVI time series reconstruction methods

Abstract: NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) data, observed through remote sensing for vegetation monitoring studies, suffer from cloud presence, which makes mandatory the use of time series reconstruction methods. To validate the reconstructed time series obtained from existing methods, we present here the TISSBERT (*Time Series Simulation for Benchmarking of Reconstruction Techniques*) dataset, which allows to synthesize reference and test time series at global scale, with a reliable representation of the effect and annual frequency of clouds, as well as the annual variation of vegetation through NDVI. When comparing obtained results, we can conclude that all studied methods fail where they are most needed, although the HANTS method obtains the best result. However, the own characteristics of the TISSBERT data may bias this result, and therefore the authors will test this hypothesis in a near future.

Keywords: TISSBERT, time series, NDVI, methodology, comparison, reconstruction.

1. INTRODUCCIÓN

Cuando miramos la Tierra desde el espacio, lo primero que vemos son nubes. A la hora de observar la vegetación desde satélite, nos encontramos con este mismo problema. Por lo tanto, cualquier dato óptico obtenido por teledetección para la observación de la vegetación sufre de discontinuidad temporal, en mayor o menor medida según la zona observada, dependiendo esencialmente de su clima.

Puesto que el NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) es el indicador más utilizado por la comunidad científica para el monitoreo de la vegetación desde satélite, varios métodos (ver por ejemplo Holben, 1986; Roerink *et al.*, 2000; Jönsson y Eklundh, 2004; Julien y Sobrino, 2010) han sido desarrollados para remediar la presencia de nubes. Estos métodos incluyen la selección de valores para días de menor cubierta nubosa, o la estimación de valores alternativos para fechas identificadas como contaminadas.

Si bien los presupuestos teóricos de estos métodos han sido ampliamente discutidos en trabajos previos, su validación ha sido siempre problemática. Esto se debe tanto a la ausencia de datos de referencia sin nubes para el mundo entero, así como a la dificultad de saber con certeza si una observación está totalmente libre de la influencia de nubes. En consecuencia, cuando se llevó a cabo, el estudio de los errores de cada método fue

basado en simulaciones rudimentarias de señales de NDVI afectadas por diferentes niveles de ruido, cuyas características distan significativamente del efecto real de la presencia de nubes.

En este trabajo, presentamos la base de datos TISSBERT (*Time Series Simulation for Benchmarking of Reconstruction Techniques*), elaborada con el propósito específico de la validación de métodos de reconstrucción de series temporales de NDVI, y su uso para estimar los errores de métodos ampliamente usados (HANTS - Roerink *et al.*, 2000; IDR - Julien y Sobrino, 2010; Savitsky-Golay - Jönsson y Eklundh, 2004; Asymmetric Gaussian - Jönsson y Eklundh, 2004; Double Logistic - Jönsson y Eklundh, 2004).

2. DATOS TISSBERT

La base de datos TISSBERT incluye los datos necesarios para simular series temporales de NDVI realistas para el mundo entero con una resolución espacial de 0,05° y con una frecuencia temporal de un día. Concretamente, la base de datos TISSBERT incluye un valor promedio y una desviación estándar de NDVI para cada píxel y cada día del año en presencia y ausencia de nubes, así como la probabilidad de presencia de nubes para cada píxel y día del año. A continuación describimos brevemente la elaboración de los datos TISSBERT y las series temporales utilizadas en este trabajo.

2.1. Datos iniciales

Para elaborar la base de datos TISSBERT, se usaron más de 30 años de datos del LTDR (*Long Term Data Record*, Pedelty et al., 2007) en su versión 4, disponibles libremente para su descarga. La base de datos LTDRV4 ha sido compilada por la NASA, y cubre el periodo 1981-2013 en lo que se refiere a los datos usados en este trabajo, aunque se añaden datos recientes regularmente. Para unas pocas fechas, errores obvios de georreferenciación nos llevaron a prescindir de las observaciones correspondientes.

2.2. Procesado TISSBERT

A partir de estos datos, se calcularon mapas diarios de NDVI y se extrajeron mapas de presencia de nubes, usando el QA (*Quality Assessment*) asociado a los datos. A continuación, se estimaron estadísticas diarias (del día del año 1 al 365) de NDVI en presencia y ausencia de nubes, asumiendo una distribución normal de los datos. Una investigación preliminar concluyó que este tipo de distribución era preferible ante otras distribuciones de tipo Cauchy, Log-normal o Gamma. Finalmente, se resumieron estas estadísticas usando una descomposición en series de Fourier con 8 componentes, lo cual facilita la manipulación de estos datos. Indicadores de calidad del procedimiento fueron desarrollados e indican una buena correspondencia entre los datos originales y los datos resumidos TISSBERT.

2.3. Datos de comparación

Para la comparación de los diferentes métodos de reconstrucción de series temporales de NDVI, hemos elaborado 15 años de datos diarios de NDVI, tanto sin nubes (serie de referencia) como con presencia ocasional de nubes. Para esta última, se combinaron en una serie de prueba la serie sintética de 15 años NDVI sin ninguna nube (referencia) con una serie sintética de 15 años solo con nubes, respetando la distribución temporal de nubes. Para una comparación completa, repetimos este proceso para cada píxel no oceánico del planeta. Finalmente, las dos series temporales (referencia y prueba) fueron compuestas de manera bimensual, de manera similar a la empleada para la base de datos GIMMS3g (*Global Inventory Modeling and Mapping Studies* 3ª Generación - Tucker et al., 2005), ampliamente utilizada para el estudio de cambios en la vegetación.

3. COMPARACIÓN

Los métodos de reconstrucción de series temporales de NDVI comparados en este trabajo son los siguientes: IDR (*iterative Interpolation for Data Reconstruction* - Julien y Sobrino, 2010), HANTS (*Harmonic ANalysis of Time Series* - Roerink et al., 2000), Savitsky-Golay (SG), Assymetric Gaussian (AG), Double Logistic (DL). El método IDR reconstruye el perfil temporal de NDVI acercándose por iteraciones sucesivas a la envolvente superior de la señal usando para cada punto sus vecinos temporales inmediatos, cuando el método HANTS lo hace ajustando los datos a un modelo armónico del

cual se eliminan progresivamente las observaciones identificadas con contaminadas por nubes. El método SG estima la envolvente superior de la serie temporal usando un polinomio de cuarto grado dentro de una ventana temporal definida por el usuario, mientras los métodos AG y DL consisten en un ajuste de los datos a funciones gaussianas asimétricas y doble logística respectivamente. Los 3 últimos métodos fueron implementados gracias al programa TIMESAT (Jönsson y Eklundh, 2004). Para algunos de estos métodos, unos valores han de ser fijados para ciertos parámetros ajustables. En ese caso, hemos usado los valores propuestos en las referencias mencionadas, usándose dos indicadores para la comparación: el RMSE (*Root Mean Square Error*), y el MAE (*Mean Absolute Error*). Se esperan diferencias entre estos dos indicadores, ya que el RMSE es más sensible a grandes errores que el MAE.

3.1. Análisis general

Desde un punto de vista geográfico, todos los métodos de reconstrucción de series temporales de NDVI analizados se comportan de manera similar; los errores más importantes están localizados en la zona boreal, donde la falta de datos en invierno, así como la presencia de nieve, dificultan la reconstrucción. También se observan altos errores en la zona intertropical, donde la probabilidad de presencia de nubes es muy alta. Errores menores ($< 0,02$ unidades de NDVI) están localizadas en zonas templadas, y por supuesto en zonas áridas, donde el NDVI es casi constante y la probabilidad de nubes mucho menor. Adicionalmente, las zonas montañosas muestran errores mayores respecto a sus alrededores. En resumen, los métodos de reconstrucción tienen grandes errores (y mayores a lo deseable) donde más presencia de nubes hay. Si miramos la dependencia del error obtenido respecto a la probabilidad anual de nubes (no representado aquí), observamos claramente que los errores más altos corresponden a frecuencias de nubes más altas. Por lo tanto, todos los métodos estudiados fallan donde más se necesitan, es decir, donde más nubes hay.

Si comparamos los errores obtenidos método por método, vemos como el método HANTS consigue errores menores a los demás métodos en las zonas críticas que son las zonas boreal e intertropical. Esta mejora es particularmente visible en la zona intertropical, lo cual convierte el método HANTS en el mejor candidato a la hora de reconstruir series temporales de NDVI.

3.2. Análisis temporal

Aunque no presentemos los mapas aquí por su extensión, hemos estimado el error de cada método asociado a cada trimestre del año (Diciembre-Enero-Febrero, Marzo-Abril-Mayo, Junio-Julio-Agosto, y Septiembre-October-Noviembre). La distribución geográfica de los errores sigue siendo la misma, aunque algunas diferencias estacionales se hacen vivibles. En la zona boreal, los errores obtenidos durante el invierno son mayores a los errores obtenidos en verano, debido a la ausencia de datos durante la larga noche del invierno boreal. Observamos

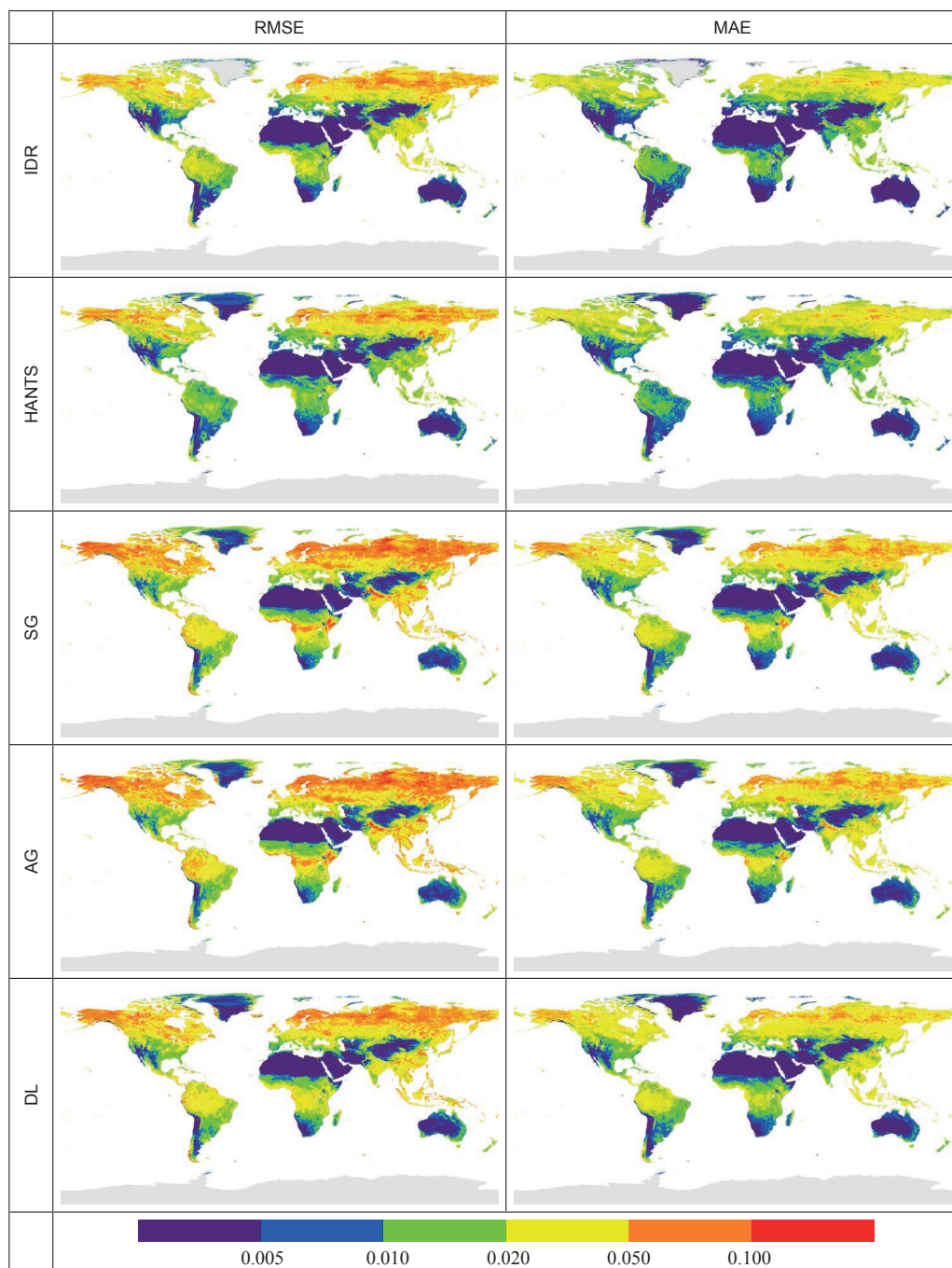


Figura 1. Comparación del error en la reconstrucción de series temporales de NDVI (izq.: RMSE, der.: MAE) para los métodos IDR, HANTS, Savitsky-Golay (SG), Assymetric Gaussian (AG) y Double Logistic (DL).

un efecto simétrico en la zona más austral de América del Sur. También observamos diferencias estacionales en el Sureste de Asia donde la presencia de nubes está

altamente vinculada al monzón (Junio-Julio-Agosto), durante el cual los errores observados aumentan.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

En este trabajo, hemos presentado brevemente la base de datos TISSBERT, desde los datos originales utilizados hasta los métodos empleados para su elaboración. Estos datos permiten la constitución de series temporales sintéticas de NDVI para probar y validar métodos de reconstrucción de series temporales de NDVI. Hemos utilizado estas series temporales sintéticas de NDVI para comparar los métodos IDL, HANTS, Savitsky-Golay, Asymmetric Gaussian y Double Logistic.

Para ello, hemos contabilizado como observaciones contaminadas por nubes los datos para los cuales el QA indica la presencia de nubes. Es decir, hemos considerado que todos los píxeles marcados como libres de nubes lo eran, cuando nubes de tamaño inferior al píxel (0,05°) pueden haber sido presentes, y disminuir la señal de NDVI. Adicionalmente, estas posibles no-detecciones de nubes disminuyen la proporción de nubes respecto al número total de observaciones, resultando en una posible subestimación de la probabilidad de nubes.

A nivel geográfico, hemos constatado que todos estos métodos se comportan de manera similar, con errores mayores tanto en los que se refiere al RMSE como al MAE, y por encima de lo deseado (0,02 unidades de NDVI) en las zonas donde la presencia de nubes es mayor. Por lo tanto, aunque mejore la continuidad de la serie temporal de NDVI, queda espacio para una mejora substancial de todos estos métodos. También hemos observado una dependencia estacional de los errores observados, en conformidad con el carácter estacional de la presencia de nubes.

En cuanto al mejor método, sea para el MAE o el RMSE, este estudio evidencia la superioridad del método HANTS, especialmente en la zona intertropical. No obstante, si consideramos que el método HANTS es un método armónico, es decir, basado en una descomposición de la serie temporal en series de Fourier, no podemos excluir que el uso de series de Fourier en la elaboración de los datos TISSBERT no favorezca este tipo de métodos a la hora de estimar errores entre series reconstruidas y series de referencia.

Por lo tanto, para testear esta hipótesis, repetiremos este estudio en un futuro cercano, utilizando para sintetizar las series temporales de prueba y de referencia, las estadísticas brutas de la base de datos TISSBERT, y no su aproximación en series de Fourier. Los autores también tienen la intención de expandir esta investigación a otros métodos de reconstrucción de series temporales de NDVI, así como variar los valores de los parámetros ajustables de cada método.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología (proyecto CEOS-SPAIN2, código ESP2014-52955-R). Los autores también agradecen a la NASA la puesta a disposición de sus datos a través de su página web.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Holben, B. N. 1986. Characteristics of maximum-value composite image from temporal AVHRR data, *International Journal of Remote Sensing*, 7, 1417-1434.
- Jönsson, P., Eklundh, L. 2004. TIMESAT — A program for analyzing time-series of satellite sensor data, *Computers and Geoscience*, 30, 833-845.
- Julien, Y., Sobrino, J.A. 2010. Comparison of cloud-reconstruction methods for time series of composite NDVI data, *Remote Sensing of Environment*, 114, 618-625.
- Pedely, J., Devadiga, S., Masuoka, E., Brown, M., Pinzon, J., Tucker, C. et al. 2007. Generating a long-term land data record from the AVHRR and MODIS instruments, *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*, 1021-1025, doi:10.1109/IGARSS.2007.4422974.
- Roerink, G.J., Menenti, M., Verhoef, W. 2000. Reconstructing cloudfree NDVI composites using Fourier analysis of time series, *International Journal of Remote Sensing*, 21(9), 1911-1917.
- Tucker, C.J., Pinzon, J.E., Brown, M.E., Slayback, D.A., Pak, E.W., Mahoney, R., Vermote, E.F., El Saleous, N. 2005. An extended AVHRR 8-km NDVI dataset compatible with MODIS and SPOT vegetation NDVI data, *International Journal of Remote Sensing*, 26(20), 4485-4498.

Mejora de la resolución espacial de la Temperatura de la Superficie Terrestre mediante el método de re-escalado *Nearest Neighbour Temperature Sharpening*

Skoković, D., Sobrino, J. A., Jiménez-Muñoz, J. C., Sòria, G., Julien, Y., Gomis-Cebolla, J.

Unidad de Cambio Global (UCG), Image Processing Laboratory (IPL), University of Valencia (UEV).

C\ Catedrático Jose Beltran 2, Paterna, 46980 Valencia. drazen.skokovic@uv.es

Resumen: La Temperatura de la Superficie Terrestre (LST, por sus siglas en inglés *Land Surface Temperature*) es un parámetro fundamental de la agricultura en estudios de evapotranspiración o necesidades hídricas de los cultivos, que suele derivarse a partir de los datos obtenidos en el espectro térmico (8-14 μm). Normalmente, la resolución espacial de las bandas térmicas en los sensores a bordo de satélites es baja en comparación con otras bandas del visible-infrarrojo, por lo que para estudios que requieren una alta resolución espacial no siempre es posible obtener datos precisos de la TST. En este trabajo se propone un nuevo método automático de *sharpening* de la TST llamado método *Nearest Neighbor Temperature Sharpening* (NNTS) que se basa en el vecino más próximo y en la relación existente entre el NDVI y la región SWIR (1,4-3,0 μm) con la TST. Para validar el método, éste ha sido aplicado a imágenes Landsat-8 (L8), para la mejora de la resolución espacial de 100 m a 30 m. La validación del método NNTS se ha realizado con datos del sensor AHS (obtenidos en la campaña de Doñana 2015 coincidente con el paso de L8) y con las imágenes L8 originales, con las que se ha estimado cuánto se ha modificado la imagen de TST generada con el método NNTS con respecto a la original. Los resultados validados con el sensor AHS muestran que la TST generada con NNTS a 30 m muestra un valor de RMSE de 2,5 K en comparación con los 2,7 K de la imagen L8 original a 30 m. En cuanto a la distorsión producida por el método sobre la imagen de la TST original (a una resolución de 90 m) se obtuvo una desviación estándar media de 0,37-0,50 K en el conjunto de las imágenes analizadas, con un *bias* nulo y con un 90% de píxeles cuya distorsión fue inferior a 0,5 K.

Palabras clave: Temperatura de la Superficie Terrestre, re-escalado, Landsat-8.

Nearest Neighbor Temperature Sharpening (NNTS) down-scaling method for the improvement of the Land Surface Temperature spatial resolution

Abstract: *Land Surface Temperature (LST) is a key parameter in agricultural studies related with evapotranspiration or canopy water requirements that require the Thermal Infrared (TIR) spectra data (8-14 μm). Usually, TIR bands of sensors on-board satellite have spatial resolution data lower than other spectra data as visible or near-Infrared bands. Therefore for studies with high spatial resolution requirements it is not always possible to estimate LST precisely. To solve this problem, a new automatic sharpening method for the LST, based on the nearest neighbor pixel and on the relationship of NDVI and Short-Wave Infrared (SWIR) region (1.4 μm to 3.0 μm) with the LST called Nearest Neighbor Temperature Sharpening (NNTS), was proposed in this work. To test the method, Landsat-8 (L8) image was used for the improvement of spatial resolution from 100 m to 30 m. The NNTS validation was performed with the AHS sensor data (obtained in Doñana field campaign on year 2015 coinciding with L8 overpass) and with original L8 images with which has been estimated the LST changes observed between original and NNTS down-scaled image. The validation performed over the 30 m NNTS down-scaled and original image with the AHS sensor shows an RMSE value of 2.5 K and 2.7 K, respectively. Regarding the distortion between NNTS and original images at a spatial resolution of 90 m, it was retrieved a standard deviation of 0.37-0.50 K for all the images analysed, with a near zero bias and with a 90% of pixels showing a distortion below 0.5 K.*

Keywords: *Land Surface Temperature, down-scaling, Landsat-8.*

1. INTRODUCCIÓN

Normalmente, los datos obtenidos por los sensores de observación de La Tierra en las bandas de los espectros Visible e Infrarrojo cercano (VNIR) suelen mostrar una resolución espacial más alta que los datos obtenidos en el espectro infrarrojo térmico (TIR). Esto es importante, ya que hoy en día muchos estudios demandan un incremento de la resolución espacial de la TST (que está directamente relacionada con el espectro TIR) para su análisis a una escala adecuada sobre zonas rurales o agrícolas. El proceso de re-escalado, referente en nuestro

caso al espectro TIR, hace referencia a la desagregación de un píxel de baja resolución espacial (píxel grueso), normalmente la TST, a un tamaño de sub-píxel, más fino y con una resolución espacial más alta. Este proceso se realiza a través de la relación empírica entre las dos resoluciones espaciales (fina y gruesa) implicadas en el proceso (Mechri *et al.*, 2016). Existen diferentes métodos para mejorar la resolución espacial de la TST que van desde ajustes estadísticos (Kustas *et al.*, 2003) hasta el análisis de componentes principales, incluyendo a su vez métodos de fusión de datos entre diferentes sensores

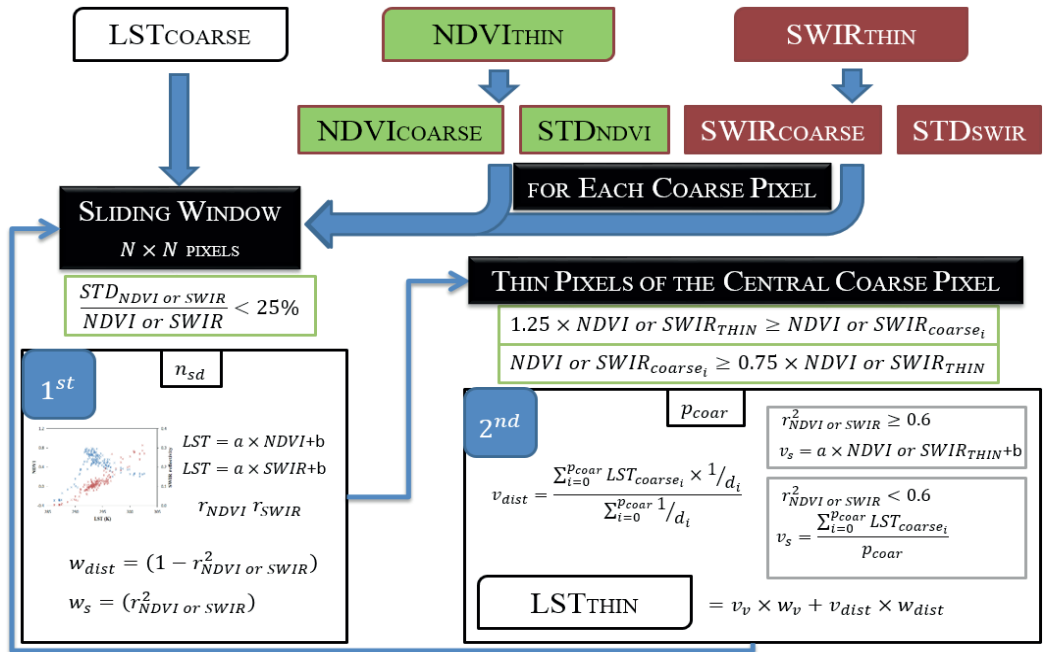


Figura 1. Esquema del método NNTS para la obtención de la TST a una escala de sub-píxel.

(Zhu et al., 2010). Entre los ajustes estadísticos, la relación entre el NDVI y la TST es la más utilizada y la que normalmente se utiliza para la obtención de la TST mediante funciones (ya sea por mínimos cuadrados u otras) que relacionan las variables implicadas.

La principal ventaja de las regresiones estadísticas es que pueden ser fácilmente automatizadas, sin interacción humana, ya que sólo se basan en los datos de imágenes sin necesidad de una clasificación previa, lo que agiliza el tiempo de procesado. Por otra parte, al contrario que, por ejemplo, el análisis de componentes principales, los píxeles finos o descompuestos no son capaces de mantener la radiometría inicial del píxel grueso, lo que lleva a errores que pueden influir de forma importante en la estimación adecuada de la TST. Estas diferencias de radiometría entre el píxel grueso y los píxeles finos derivados de él, son debidas al método estadístico en sí y a influencias externas que tienen que ver con diferencias del tipo de vegetación o suelo, la humedad del suelo o la emisividad de la superficie terrestre a escala local.

Entre los métodos de regresión estadísticos, los modelos locales usan una relación reducida a escala local (sólo los píxeles de una determinada área – $N \times N$ píxeles – de la imagen) de los parámetros implicados en el re-escalado, mientras que otros modelos utilizan todos los píxeles de la imagen para realizar el ajuste estadístico entre los datos VNIR y los de la TST. La gran ventaja de los modelos locales es que las influencias locales descritas en el párrafo anterior tienen menos influencia en la estimación de la TST de los píxeles finos, lo que se traduce en una mejor estimación de la TST (Mukherjee et al., 2014), ya

que la radiometría entre los píxeles finos y el grueso se mantiene mejor.

Como error complementario, el NDVI u otros índices de vegetación utilizados para la relación estadística no son completamente sensibles a los tipos de suelos y, por ello, a las diferencias de emisividad. Por ello, la introducción del espectro SWIR en el proceso de re-escalado puede introducir mejoras en el mantenimiento de la radiometría y por ende en una mejor discriminación entre suelos.

En este trabajo, se ha propuesto un nuevo método de re-escalado, que además de basarse en el ajuste de variables mediante mínimos cuadrados o de un polinomio superior, incorpora la relación de semejanza o similitud entre los vecinos cercanos al píxel que se desea desagregar. El método, llamado *Nearest Neighbor Temperature Sharpening* se ha validado mediante dos procedimientos:

1. Indirecto, en el que se comprobó el grado de mantenimiento de la radiometría.
2. Directo, en el que la imagen de TST re-escalada se comparó-validó con los valores de TST obtenidos por el sensor Airborne Hyperspectral Scanner (AHS).

Además, los resultados obtenidos se compararon con el método Temperature Sharpening (TsHARP) propuesto por Jeganathan et al., (2011).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Nearest Neighbor Temperature Sharpening

El método se basa en la relación existente entre la TST y el NDVI o la banda SWIR. Mientras que el modelo TsHARP

estima la TST mediante ajustes lineales a escala local, el método NNTS se basa en las propiedades similares de los píxeles cercanos y su distancia con respecto al píxel fino que se desea estimar. Este procedimiento se escogió para compensar la pobre relación lineal que se produce a veces entre el NDVI-SWIR y la TST.

En la Figura 1 se aprecia el funcionamiento del método. Como paso previo, todas las imágenes del VNIR (que en nuestro caso hacen referencia al NDVI o al SWIR) se re-escalán a la resolución espacial de la TST. Además, a todas las imágenes se les aplica una ventana móvil de 5×5 píxeles que se desliza por toda la imagen, cubriendo todos los píxeles gruesos que se desean desagregar. A partir de aquí, el siguiente procedimiento se aplica con cada movimiento de la ventana.

1°. Sólo con los píxeles más puros (con un valor de desviación estándar inferior al 25% del valor VNIR), se realiza un ajuste lineal (NDVI-TST y SWIR-TST) del que se extraen los coeficientes de correlación, pendiente y ordenada en el origen. La variable que mejor se ajuste (mejor R^2) será la seleccionada para la realización de los cálculos. De aquí se definen dos pesos (w_{dist} y w_s) que serán usados en la fórmula final de estimación de la LST_{THIN} en los píxeles finos (ver paso 2 de la Figura 1), uno con dependencia de la distancia y similitud a nuestro píxel (w_{dist}) y otro con dependencia de propiedades similares (w_s). La importancia de la distancia será más importante conforme la correlación sea más pobre ($w_{dist} = 1 - r^2$) y al contrario para la w_s (que será igual a r^2).

2°. En el segundo paso, se obtienen los valores de v_{dist} y v_s relacionados con los pesos, donde v_{dist} se calcula como la media ponderada con la inversa de la distancia de los valores de LST con propiedades VNIR similares a nuestro píxel fino, mientras que v_s se calcula como el valor medio de LST de los píxeles gruesos con propiedades VNIR similares. Sólo en caso de una $r^2 \geq 0.6$, los valores de v_s se obtendrían con los valores del ajuste obtenido (pendiente y ordenada en el origen). El número de píxeles gruesos con propiedades similares a nuestro píxel fino (p_{coar}) del que se desea estimar la LST, se restringen a valores VNIR que sean un $\pm 25\%$ del píxel fino analizado.

Con los valores de v_s y v_{dist} y sus pesos w correspondientes, es posible estimar la LST_{THIN} de nuestro sub-píxel.

2.2. Sitios de validación

Para la validación indirecta, se tuvieron en cuenta dos lugares situados en la península Ibérica, con cubiertas superficiales diferentes unas de otras.

La zona agrícola de Barrax está localizada en $39,0^\circ$ N, $2,1^\circ$ W en la provincia de Albacete, y dispone de amplias y variadas parcelas de cultivo (como máximo de 1 km de extensión) que nos ofrecen un lugar de muchos contrastes ideal para validar el algoritmo.

La Reserva Nacional de Doñana, $37,0^\circ$ N, $6,5^\circ$ W, dispone de áreas muy extensas y más uniformes que Barrax, de las que destaca la marisma, la cual se inunda cada año de forma cíclica. Además de realizar una validación indirecta, también se realizó una validación directa del método NNTS en la zona.

2.3. Procesado de las imágenes

Imágenes Landsat-8 (L8) han sido seleccionadas para la validación del método NNTS. Concretamente todas las imágenes disponibles desde el año 2014 hasta el año 2016 sobre la zona de Doñana (54 imágenes) y Barrax (69 imágenes) fueron seleccionadas y analizadas. L8 dispone de dos sensores: el OLI, que registra datos VNIR con una resolución de 30 m, y el sensor TIRS, que registra datos térmicos a 100 m, pero que están re-escalados a 30 m, para su compatibilidad con los datos VNIR.

Los datos de NDVI y reflectividad SWIR fueron corregidos atmosféricamente mediante el método *Dark Object Subtract* (DOS) publicado por Chávez (1996). Para la obtención de la TST mediante el sensor TIRS, la Ecuación de Transferencia Radiativa (ETR) fue utilizada. La transmisividad y las componentes atmosféricas desde arriba y abajo, necesarias como dato de entrada en la ETR, fueron extraídas de la página web <http://atmcorr.gsfc.nasa.gov> en la que se pueden obtener perfiles atmosféricos con datos de re-análisis.

Para la aplicación del método NNTS, las imágenes fueron re-escaladas a 90 m (imágenes gruesas) y se obtuvo la LST a 30 m (imagen fina).

Además de los datos L8, dos imágenes AHS coincidentes con el paso de L8 fueron utilizadas para la validación directa del método NNTS. La campaña, enmarcada en el proyecto CEOS-SPAIN, tuvo lugar el 11 de mayo del año 2015 en Doñana y en ella, 8 pasadas de avión fueron realizadas. El sensor AHS, dispone de 10 bandas en el canal TIR abarcando longitudes de onda desde los 8 μ m hasta los 14 μ m. Como en otras campañas similares (Sobrino *et al.*, 2008), la TST fue obtenida mediante el método *Temperature Emissivity Separation* (TES) para las pasadas realizadas a las 10:51 UTC y 11:09 UTC.

3. RESULTADOS

3.1. Validez del método NNTS (validación indirecta)

Cómo ya se indicó en la introducción, los métodos estadísticos no mantienen la radiometría original de la imagen. Por ello la comparación de la TST entre las imágenes gruesas (90 m) y las finas (30 m pero re-escaladas a 90 m) fue realizada tanto para el método NNTS como para el TsHARP. En la Figura 2 se puede apreciar la desviación estándar y el porcentaje de píxeles que presentan diferencias inferiores a 0,5 K entre las imágenes gruesas y finas re-escaladas.

Valores medios de desviación estándar inferiores a 0,5 K se aprecian en el método NNTS tanto en Doñana (0,33 K) como en Barrax (0,50 K), mientras que para el método TsHARP, se han obtenido valores de 0,55 K y 0,89 K para Doñana y Barrax, respectivamente. En cuanto al porcentaje de valores de LST con cambios inferiores a 0,5 K, un promedio de 90% y de 75% ha sido obtenido para el método NNTS y TsHARP, respectivamente. En cuanto al valor medio de la LST desagregada, ambos métodos mantienen el valor inicial, por lo que no introducen ningún *bias* a la imagen re-escalada. Para finalizar, podemos decir que los métodos, sobretudo el

NNTS, son totalmente válidos, ya que introducen un error mínimo en la radiometría de la imagen, lo que tiene un impacto casi nulo en los resultados de estimación de la LST, si comparamos los datos de desviación estándar obtenidos (entre 0,3 y 0,8 K) con los de validación de la ETR en el TIRS (entre 1,5-2,0 K).

3.2. Validación directa

En la Figura 2 se puede apreciar la validación cruzada entre la LST del sensor TIRS y el AHS, así como en la Tabla 1 los resultados de la validación, tanto para los métodos NNTS y TsHARP, como por la imagen ofrecida a 30 m por el U.S. Geological Survey (USGS).

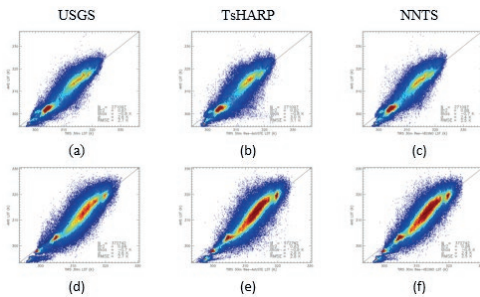


Figura 2. Validación de los métodos de re-escalado para las pasadas AHS de las 10:51 UTC (a-c) y 11:09 UTC (d-e).

Tabla 1. Resultados de la validación de la LST a 30 m de los métodos NNTS y TsHARP y la imagen original del USGS. Los valores vienen dados en Kelvin y en la cabecera, en paréntesis, el número de píxeles validados.

Pasadas	10:51 UTC (271,097)			11:09 UTC (372,742)		
	Δ_{USGS}	Δ_{TsHARP}	Δ_{NNTS}	Δ_{USGS}	Δ_{TsHARP}	Δ_{NNTS}
r^2	0.873	0.822	0.882	0.839	0.831	0.863
Bias	-0.8	-0.8	-0.7	-0.7	-0.6	-0.6
Desv stand	2.6	3.0	2.4	2.6	2.8	2.4
RMSE	2.7	3.1	2.5	2.7	2.8	2.5

En los resultados se aprecian valores de RMSE muy similares entre las tres imágenes obtenidas – desde 2,5 K hasta 3,1 K – con el método NNTS mostrando los valores más bajos.

4. DISCUSIÓN

El método NNTS ofrece una alternativa válida para el aumento de la resolución espacial de la TST, ya sea en el sensor analizado aquí (TIRS) como en otros sensores que dispongan de un canal SWIR (MODIS, NPP). A diferencia del método TsHARP, el método NNTS ofrece resultados mucho más precisos de la LST, debido sobre todo a que mejora los resultados en las zonas donde el ajuste VNIR- LST es muy pobre.

A pesar de que las diferencias de la LST re-escalada no son importantes, entre 0,3-0,6 K, los métodos TsHARP y NNTS ofrecen una imagen más real de la temperatura,

imagen más nítida que la que se aprecia en la original del USGS a 30 m tal y como se aprecia en la Figura 3.

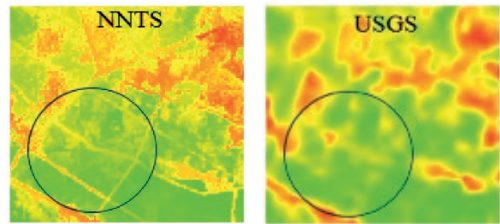


Figura 3. Imágenes TIRS de LST re-escaladas a 30 m.

Finalmente, cabe destacar que el método NNTS (a diferencia del TsHARP) se puede aplicar a cualquier imagen, independientemente de su cobertura de nubes o de presencia de parcelas de agua. Esto se puede observar en la validación AHS de las 10:51, en la que el método TsHARP obtiene peores resultados que en la pasada de las 11:09 debido a la presencia de una mayor superficie de agua, mientras que los resultados del NNTS apenas varían.

5. BIBLIOGRAFÍA

Jeganathan, C., Hamm, N.A.S., Mukherjee, S., Atkinson, P.M., Raju, P.L.N. and Dadhwal, V.K. 2011. Evaluating a thermal image sharpening model over a mixed agricultural landscape in India, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13, 178-191.

Kustas, W.P., Norman, J.M., Anderson, M.C., French, A.N. 2003. Estimating subpixel surface temperatures and energy fluxes from the vegetation index-radiometric temperature relationship, *Remote Sens. Environ.*, 85, 429-440.

Mechri, R., Ottlé, C., Pannekoucke, O., Kallel, A., Maignan, F., Courault, D., Trigo, I.F. 2016. Downscaling Meteosat Land Surface Temperature over a Heterogeneous Landscape Using a Data Assimilation Approach, *Remote Sens.*, 8, 586-604.

Mukherjee, S., Joshi, P.K., Garg, R.D. 2014. Comparison of different regression models for downscaling Landsat and MODIS land surface temperature images over heterogeneous landscape. *Advances in Space Research*, 54, 655-669.

Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Sòria, G. et al. 2008. Thermal remote sensing in the framework of the SEN2FLEX project: field measurements, airborne data and applications, *International Journal of Remote Sensing*, 29(17), 4961-4991.

Zhu X., Chen J., Gao F., Chen X., Masek J.G. 2010. An enhanced spatial and temporal adaptive reflectance fusion model for complex heterogeneous regions, *Remote Sens. Environ.*, 114, 2610-2623.

Sistemas multiplataforma de observación de la Tierra para la monitorización y conservación sostenible de recursos marinos en ecosistemas naturales vulnerables

Eugenio-González, F. ⁽¹⁾, Marcello, J. ⁽¹⁾, Marqués, F. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Instituto de Oceanografía y Cambio Global (IOCAG). Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Campus de Tafira. 35017 Las Palmas de Gran Canaria.

francisco.eugenio@dsc.ulpgc.es, javier.marcello@ulpgc.es

⁽²⁾ Departamento de Teoría de la Señal y Comunicaciones. Universitat Politècnica de Catalunya BarcelonaTECH.

C/Jordi Girona, 1-3, Edificio D5. 08034 Barcelona.

ferran.marques@upc.edu

Resumen: Los ecosistemas naturales protegidos son activos fundamentales para la conservación de la biodiversidad. En España la superficie protegida alcanza el 27,21% y su longitud de costa es de 7880 km, con un total de áreas marinas preservadas que supera el 8%. Sin embargo, para desarrollar todo su potencial es preciso disponer de mecanismos de seguimiento y evaluación adecuados. En el marco de los proyectos de Plan Nacional ARTEMISat 1 y 2 se desarrollan técnicas novedosas de procesado de imágenes de teledetección, captadas mediante sensores multispectrales (ARTEMISat-1) e hiperspectrales (ARTEMISat-2) de alta resolución espacial, que permiten la gestión sostenible de los recursos naturales, así como la monitorización del medioambiente y la estimación de parámetros vinculados al cambio climático y a la presión antrópica. Se han seleccionado zonas litorales (Maspalomas, Corralejo, Cabrera y Medes) de las Islas Canarias, Islas Baleares y Cataluña. Para lograr los objetivos, ya se han implementado (ARTEMISat-1) y, actualmente, se están investigando (ARTEMISat-2) técnicas muy avanzadas aplicadas a los datos de teledetección registrados por sensores de última generación transportados en diferentes plataformas: satélites, aviones y drones. Así, el objetivo central de estos trabajos de investigación, algunos concluidos y otros en fase de desarrollo, es la generación de conocimiento que se materialice en la implementación de metodologías que permitan la vigilancia de ecosistemas vulnerables a la máxima resolución espacial. Específicamente, se están implementando técnicas multiplataformas avanzadas que, para los recursos marinos costeros, permitan obtener productos validados de calidad del agua, batimetría y cartografía del fondo marino, con especial interés en la clasificación de algas y praderas de fanerógamas.

Palabras clave: teledetección espacial, plataformas aéreas, drones, procesado de imágenes, recursos marinos, cambio climático.

Multiplatform Earth observation systems for the monitoring and sustainable conservation of marine resources in vulnerable natural ecosystems

Abstract: Protected natural ecosystems are fundamental for the conservation of biodiversity. In Spain the protected area reaches 27.21% and its coast length is 7,880 km, with a total of preserved marine areas that exceeds 8%. However, to achieve their full potential, adequate monitoring and evaluation mechanisms are needed. Within the framework of the National projects ARTEMISat 1 and 2, new techniques for the processing of remote sensing images have been developed, using high spatial resolution multispectral (ARTEMISat-1) and hyperspectral (ARTEMISat-2) for the sustainable management of natural resources, as well as the monitoring of the environment and the estimation of parameters related to climate change and anthropogenic pressure. Coastal areas (Maspalomas, Corralejo, Cabrera and Medes) have been selected from the Canary Islands, Balearic Islands and Catalonia. In order to achieve these objectives, ARTEMISat-1 has already been implemented and, currently, in the ARTEMISat-2 project is being investigated very advanced remote sensing techniques applied to the data recorded by sensors of last generation in different platforms: satellites, airplanes and drones. Thus, the main objective of this research, some concluded and others in the development phase, is the generation of knowledge that is materialized in the implementation of methodologies that allow the monitoring of vulnerable ecosystems at maximum spatial resolution. Specifically, advanced multiplatform techniques are being implemented that, for coastal marine resources, provide validated products of water quality, bathymetry and seabed mapping, with special interest in the classification of seagrass and algae.

Keywords: Remote sensing, aerial platforms, drones, image processing, marine resources, climate change.

1. INTRODUCCIÓN

España es el país con mayor biodiversidad natural de la Unión Europea con una superficie protegida que alcanza el 27% de la total. En este contexto, la conservación del medioambiente es un elemento clave para avanzar hacia

un modelo de economía verde que reconozca la relevancia que tienen los ecosistemas para el desarrollo humano y el bienestar. Consciente de esta realidad y del potencial de la observación de la Tierra desde el espacio, el Parlamento Europeo aprobó durante 2013 la financiación

del programa Copernicus-GMES (*Global Monitoring for Environment and Security*). Un verdadero hito político y una apuesta firme de Europa por la teledetección espacial y la gestión sostenible de los recursos naturales. De igual manera, varias recomendaciones incluidas en el documento *Space Research in Horizon 2020* destacan la importancia de la explotación de los datos de los satélites de observación de la Tierra y el desarrollo de nuevas técnicas de procesamiento y análisis.

En este marco, la ejecución del proyecto ARTEMISat-1 (2014-2016), Análisis de Recursos Terrestres y Marinos mediante el procesamiento de Imágenes de Satélites de alta resolución, ha permitido el desarrollo de técnicas de procesamiento de imágenes que, especialmente aplicadas a los datos de satélites de última generación (sensores de alta resolución espacial), sirven para la obtención de información precisa y sistemática en diferentes ámbitos relacionados con la gestión de los recursos naturales marinos. La consecución de este objetivo ha supuesto la generación de un conocimiento que se materializa en el desarrollo de herramientas fiables que permiten el análisis, protección y gestión de los recursos litorales, de forma automática, continua, económica y a la resolución espacial y espectral adecuada para caracterizar los fenómenos a estudiar.

En este contexto, el proyecto ARTEMISat-2 (2017- 2019) ambiciona desarrollar técnicas novedosas de procesamiento de imágenes de teledetección, captadas mediante sensores multispectrales, hiperespectrales, radar y lidar de alta resolución espacial, que permitan la gestión sostenible de los recursos naturales, así como la monitorización del medioambiente y la estimación de parámetros vinculados al cambio climático y a la presión antrópica.

Para lograr los objetivos, se utilizarán las técnicas más punteras aplicadas a los datos de teledetección registrados por sensores de última generación transportados en diferentes plataformas (satélites, aviones y drones). Así, el propósito final es la generación de conocimiento que se materialice en el desarrollo de metodologías que permitan la vigilancia de ecosistemas vulnerables a la máxima resolución espacial. Específicamente, se desarrollarán técnicas avanzadas que, para los recursos marinos costeros, permitan obtener productos validados de calidad del agua, batimetría y cartografía del fondo marino, con especial interés en la clasificación de algas y praderas de fanerógamas (posidonia y sebadales).

2. ARTEMISAT-1: OBJETIVOS Y RESULTADOS

La finalidad del proyecto ARTEMISat-1 era el desarrollo de técnicas avanzadas de procesamiento de imágenes que, aplicadas a los datos de satélites de alta resolución espacial, específicamente el WorldView-2, sirvan para la monitorización de ecosistemas marinos y la obtención de información que permita el análisis, protección y gestión de los recursos litorales, de forma automática, continua y económica. Sin embargo, la monitorización de parámetros marinos mediante teledetección es extremadamente compleja debido a la baja reflectividad de estas cubiertas.

El proyecto ARTEMISat-1 ha permitido la obtención de productos en ecosistemas vulnerables de gran dificultad debido a su heterogeneidad o a la gran dinámica asociada a las zonas costeras de baja profundidad. En particular, se desarrollaron técnicas de procesamiento de imágenes de teledetección, que para los recursos marinos costeros permitieron obtener productos validados de calidad del agua y de cartografía del fondo marino, de elevada importancia medioambiental. Además, se desarrolló un innovador producto de batimetría costera de alta resolución espacial.

Respecto a las técnicas de procesamiento de imágenes de teledetección, es importante destacar que para generar estos productos geofísicos es necesaria la aplicación de técnicas de corrección y de procesamiento de imagen. La metodología general para la generación de los productos de alto nivel a partir de las bandas multispectrales del satélite de alta resolución WorldView-2 se muestra en la Figura 1 (Eugenio *et al.*, 2015).

Hay que tener en cuenta que la energía captada en cada una de las bandas espectrales sufre una serie de variaciones antes de llegar al sensor, respecto a la reflectancia superficial real. Por ello, es necesario realizar una serie de correcciones y mejoras para minimizar estas alteraciones, tras las cuales ya se obtienen las bandas corregidas de manera que los valores de energía de cada píxel se asemejan, geométrica y radiométricamente, a la verdadera energía radiante de la superficie terrestre, disponiendo de información espacial y espectral de alta calidad. En este contexto, las correcciones atmosféricas son cruciales y tienen como objetivo eliminar los efectos de absorción y dispersión que introduce la atmósfera en la radiación registrada por el sensor remoto. Se han implementado diferentes métodos como el 6S y comparado con modelos atmosféricos integrados en software comercial como ATCOR y FLAASH (Mahiny *et al.*, 2007). Otro importante problema, en aplicaciones marinas mediante satélites de alta resolución, es el brillo del sol reflejado en las olas. Se han desarrollado diferentes algoritmos para la corrección del reflejo solar (Martin *et al.*, 2016).

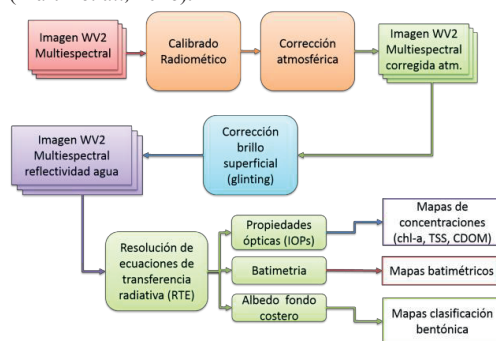


Figura 1. Procedimiento implementado para generar productos marinos de alta resolución a partir de las bandas multispectrales del satélite WorldView-2.

En las Figuras 2 y 3 se muestran ejemplos de resultados del proyecto ARTeMISat-1, específicamente, los mapas de alta resolución de recursos marinos relacionados con: parámetros de calidad del agua (materia suspendida), batimetría (profundidad hasta 25 m) y cartografía del fondo marino, obtenidos a partir de los datos del satélite WV-2, corregidos atmosféricamente y eliminado el brillo solar, para los ecosistemas naturales de Maspalomas y Corralejo.

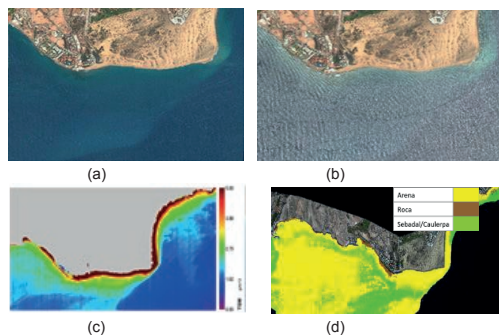


Figura 2. Resultados ARTeMISat-1 monitorización de Maspalomas (Gran Canaria): (a) Imagen WorldView-2 corregida atmosféricamente; (b) eliminación del reflejo solar; (c) mapa de turbidez y, (d) clasificación béntica.

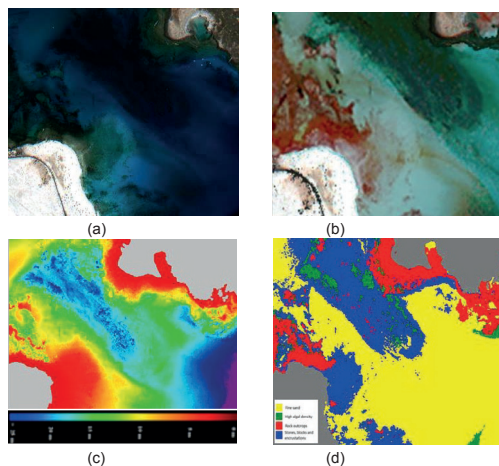


Figura 3. Resultados ARTeMISat-1 monitorización de Corralejo-Lobos: (a) Imagen corregida atmosféricamente y del reflejo solar, (b) albedo del fondo, (c) batimetría y, (d) clasificación béntica.

3. ARTEMISAT-2: PROPUESTA CIENTÍFICA

El proyecto ARTeMISat-2 aborda el seguimiento y gestión sostenible de recursos marinos y terrestres en ecosistemas vulnerables mediante el procesamiento de datos multisensoriales. Esta propuesta pretende dar continuidad a las investigaciones realizadas en el ARTeMISat-1 y

pretende ser ambiciosa al considerar, como se muestra en la Figura 4:

(i) *Nuevos sensores y tecnologías*: no solo incluye satélites multispectrales de última generación con resoluciones entorno al metro, sino que también se propone el uso de sensores hiperespectrales embarcados en aeronaves (para poder conseguir una muy alta resolución espacial) y el uso de cámaras embarcadas en plataformas no tripuladas (drones).

(ii) *Nuevas técnicas de procesado*: orientadas a la obtención de información fiable de cada nueva tecnología y, en especial, al tratamiento de los datos para la registración y fusión desde las diferentes fuentes (satélite-avión-dron).

(iii) *Nuevos productos y análisis*: especialmente aquellos que aporten información para la gestión sostenible de los recursos. Por esta razón se pretende abordar estudios de cambios usando datos de diferentes fechas que permitan analizar la dinámica de dichos ecosistemas e intentar vincular las variaciones al cambio climático o efectos antrópicos.

(iii) *Nuevos ecosistemas*: pues se amplía la zona de estudio al considerar no sólo ecosistemas de alto interés en Canarias, sino también en Cataluña y Baleares.

En definitiva, se aprovecha todo el conocimiento y las técnicas desarrolladas en ARTeMISat-1, así como el equipamiento e imágenes adquiridas y se propone abordar investigaciones punteras usando nuevas técnicas y tecnologías, aplicándolas en zonas vulnerables desde el punto de conservación y ubicadas en diferentes comunidades autónomas.

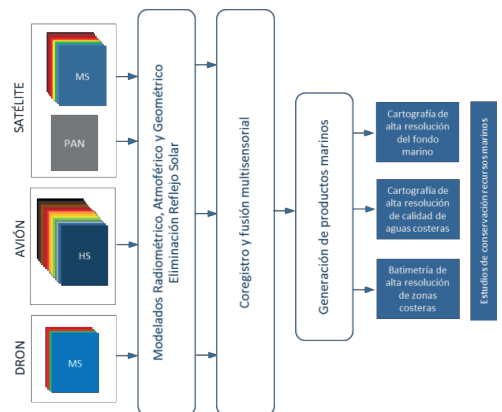


Figura 4. Procedimiento propuesto en el proyecto ARTeMISat-2 para generar productos marinos multiplataforma para la monitorización de recursos marinos en ecosistemas naturales vulnerables.

Otro reto tecnológico es el lanzamiento de sensores hiperespectrales operacionales que permitan medir la energía en cientos de bandas para proporcionar mayor información y permitir discriminar diferentes coberturas. La disponibilidad de sensores hiperespectrales de elevada resolución espacial supondrá un gran avance

para la gestión de los recursos naturales por satélite. Sin embargo, hasta la fecha se han lanzado pocos sensores hiperspectrales, HypSPIRI, IASI, HICO o Hyperion (Bioucas-Dias *et al.* 2013), la mayoría son experimentales y, desafortunadamente, con baja resolución, no aceptable para el estudio preciso de los recursos naturales marinos, siendo necesario recurrir a sensores hiperspectrales aeroportados, por ejemplo, la plataforma aérea del INTA con dos sensores hiperspectrales pasivos de última generación con resoluciones espaciales de 0,5 m a 10 m e información espectral en las regiones del visible e infrarrojo.

Otra tecnología emergente para la monitorización de los ecosistemas son los drones equipados con cámaras. Los drones, desarrollados en un principio para aplicaciones militares o de vigilancia, son conocidos como UAV (*Unmanned Aerial Vehicle*). Éstos tienen claras aplicaciones científicas y medioambientales. Según varios estudios (Niethammer *et al.*, 2012), queda patente que un dron es una solución de bajo coste que permite obtener datos de alta resolución de forma independiente. Dada la complementariedad de las diferentes plataformas, la monitorización de los ecosistemas de forma fiable y a la máxima resolución se basa en fusionar la información de diferentes sensores de teledetección transportados en ellas (Figura 5).



Figura 5. Ejemplo de plataformas de teledetección de interés para la vigilancia de ecosistemas: satélites de alta resolución, plataforma aeroportada (INTA) y dron.

Respecto a la gestión de los recursos marinos costeros, siendo los sistemas más complejos que existen, la introducción de nuevos sensores multispectrales e hiperspectrales, unido a la alta resolución espacial, requieren el desarrollo de nuevos algoritmos para la monitorización de parámetros de calidad de las aguas, la batimetría y la generación de mapas bentónicos, siendo importante la aplicación de técnicas de detección de cambios en imágenes multitemporales.

Respecto a los ecosistemas marinos de interés a considerarse han seleccionado las Islas Canarias (Maspalomas), Islas Baleares (Cabrera) y Cataluña (Medes) como se muestra en la Figura 6.

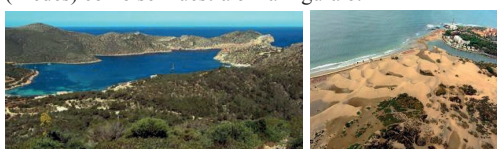


Figura 6. Ejemplos de ecosistemas seleccionados: Maspalomas (Islas Canarias) y, Parque Nacional de Cabrera (Islas Baleares).

4. CONCLUSIONES

En el marco del proyecto ARTEMISat-1, la metodología implementada para el procesamiento de datos multispectrales del satélite Worldview-2 ha proporcionado un marco sistemático y sinóptico para mejorar el conocimiento científico de las zonas litorales y recuperar adecuadamente los parámetros costeros. Este enfoque ha sido validado sobre una base de datos de mediciones *in situ*. Los excelentes resultados proporcionados se han aplicado con éxito a la generación de mapas de hábitats bentónicos y batimetría de ecosistemas naturales en las Islas Canarias. Por otro lado, asumiendo el enorme potencial que ofrecen los sistemas multiplataforma de observación de la Tierra para la conservación del medioambiente, el proyecto ARTEMISat-2 pretende dar continuidad a las investigaciones realizadas, orientándose al desarrollo de técnicas novedosas de procesamiento de imágenes de teledetección, captadas mediante sensores multispectrales e hiperspectrales, a bordo de satélites, aviones y drones (multiplataforma), que suponga un importante avance en las estrategias de I+D+i nacionales y Europeas (H2020, LIFE+, INTERREG, RIS3, etc.). Finalmente, resaltar que será imprescindible evaluar las variaciones temporales en los recursos naturales analizados y su vinculación con el cambio climático, que constituye una de las principales amenazas para el futuro de la biodiversidad.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del proyecto ARTEMISAT-2 (CTM2016-77733-R).

6. BIBLIOGRAFÍA

- Eugenio, F., Marcello, J., Martin, J. 2015. High-resolution maps of bathymetry and benthic habitats in shallow-water environments using multispectral remote sensing imagery. *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, 53, 3539-3549.
- Mahiny, A.S., Turner, B.J. 2007. A comparison of four common atmospheric correction methods. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 73(4), 361-368.
- Martin, J., Eugenio, F., Marcello J., Medina, A. 2016. Automatic Sun-glint Removal of Multispectral High-Resolution Worldview-2 Imagery for Retrieving Coastal Shallow Water Parameters. *Remote Sensing*, 8(1), 37.
- Bioucas-Dias, J.M., Plaza, A., Camps-Valls, G., Scheunders, P., Nasrabadi, N.M. y Chanussot, J. 2013. Hyperspectral Remote Sensing. Data Analysis and Future Challenges. *IEEE Geosciences and Remote Sensing Magazine*. 1-2, 6-36.
- Niethammer, U., James, M.R., Rothmund, S., Travelletti, J., Joswig, M. 2012. UAV-based remote sensing of the Super-Sauze landslide: Evaluation and results. *Engineering Geology*. 128, 2-11.

Generación de escenas de reflectancia a partir de imágenes hiperespectrales y firmas espectrales de campo

de Miguel, E. ⁽¹⁾, González-Lagos, M. ^(1,2), Jiménez, M. ⁽¹⁾, Martín, A. I. ^(1,3)

⁽¹⁾ Área de Sistemas de Teledetección, INTA, Carretera de Ajalvir, km 4, 28850-Torrejón de Ardoz, Madrid. España.
demiguel@inta.es, jimenezmm@inta.es,

⁽²⁾ ISDEFE, Beatriz de Bobadilla 3, 28040-Madrid, España. mglagos@isdefe.es

⁽³⁾ IGN, Calle del Gral. Ibáñez de Ibero, 3, 28003-Madrid. España.

Resumen: En este trabajo se ha elaborado y evaluado una metodología para obtener escenas de reflectancia para simulación de imágenes de satélite de alta resolución espacial a partir de teledetección aeroportada. La metodología se basa en realizar una clasificación supervisada de una imagen hiperespectral y, posteriormente, asignar a cada clase una reflectancia espectral adquirida con un espectrorradiómetro de campo. De esta manera se utiliza la distribución espacial real de las superficies, obteniendo sus reflectancias directamente sobre el terreno. La escena de reflectancias obtenida es un producto muy interesante para simulación de imágenes, pues muestra un aspecto natural y complejo, un contenido en frecuencias espaciales realista, que no está presente en imágenes sintéticas, y una calidad radiométrica y resolución espectral difíciles de obtener a partir de datos aeroportados o de satélite. Algunos de los problemas detectados al elaborar la metodología (efecto residual de la geometría de iluminación y observación y limitaciones del desmezclado espectral para modelizar los píxeles con mayor albedo al trabajar solo con espectros de campo) serían fácilmente solucionables en futuros estudios. Como retos pendientes destacan la dificultad de clasificar adecuadamente los píxeles en sombras y evitar artefactos por fallos de asignación en superficies artificiales.

Palabras clave: CASI, espectrorradiometría de campo, simulación, MESMA

Obtaining reflectance scenes from hyperspectral images and field spectra

Abstract: *In this work, we have implemented and tested a methodology for generating reflectance scenes from airborne hyperspectral data, which could be suitable for the simulation of high-resolution satellite imagery. The methodology is based on classifying the hyperspectral image and, then, allocating to each class the reflectance measured on site with a field spectroradiometer. In this way, the actual spatial pattern of reflectance is considered while reflectance has been acquired directly on ground. The reflectance scene generated with this method is a very useful product for image simulation, as it displays a natural and complex scene with a realistic spatial frequency content, which is not easy to attain in synthetic images; and a radiometric quality and spectral resolution difficult to achieve from airborne or satellite images. Some of the problems detected during this work (residual effects from the illumination and observation geometry and problems during spectral unmixing with the higher albedo pixels after using only field spectra) could be easily overcome in future works. The main (future) areas of improvement are the classification of shadows and avoiding artifacts resulting from misclassification of some artificial surfaces.*

Keywords: *CASI, field spectroscopy, simulation, MESMA*

1. INTRODUCCIÓN

El punto de partida de un simulador de imágenes de satélite es una imagen o “mapa” de reflectancias que representa la escena a observar. El simulador opera sobre la imagen y, considerando la geometría, la interferencia atmosférica y el sistema electro-óptico, la convierte en la salida esperada del instrumento a simular sobre esa escena. Esta imagen puede ser sintética, como en el muy conocido DIRSIG (Schott, 2012) o real, es decir, obtenida a partir de datos de teledetección. Este segundo caso ofrece resultados de mayor calidad, especialmente cuando es importante el contenido en frecuencias espaciales de la escena a simular.

Para que la simulación sea adecuada, en casi todos los casos se debe partir de datos de mejor resolución espacial, radiométrica y espectral que la misión a simular, aunque

no siempre con esas tres características simultáneamente. Esta condición no es fácil de conseguir con los sistemas actuales de teledetección. Existen varias opciones, cada una con sus propias limitaciones:

i) Utilización de imágenes obtenidas desde plataformas aeroportadas, que proporcionan alta resolución espacial y flexibilidad en las condiciones de adquisición, especialmente si son datos hiperespectrales que, además de lo anterior, proporcionan una elevada resolución espectral y datos bien calibrados para un análisis cuantitativo. Este tipo de imágenes son, por ejemplo, utilizadas en el simulador MCScene (Sundberg, 2005), con el sensor AVIRIS como origen de los datos. El principal inconveniente es la cobertura espacial, que difícilmente alcanza las dimensiones que son requeridas para simular escenas completas de un sensor espacial.

ii) Utilización de imágenes de satélite, que normalmente mejoran a las aeroportadas en cuanto a cobertura espacial y disponibilidad de datos. Sin embargo, es difícil que se encuentren datos de suficiente resolución espacial y espectral si lo que se trata es de simular misiones de alta resolución espacial. Además, no es fácil obtener imágenes en condiciones específicas (ángulos de observación, hora de paso, fecha de las imágenes, etc.) y hay que adaptarse a las disponibles.

iii) Generación de imágenes sintéticas (Schott, 2012). Evidentemente estas serán más o menos útiles según la calidad de la simulación. En particular, la distribución de elementos en la imagen (y por tanto su contenido en frecuencias espaciales) suele ser simplificada, por lo que no son adecuadas en algunos aspectos como localización automática de puntos de control o efectos de la función de transferencia de modulación (MTF) instrumental o atmosférica.

El Área de Sistemas de Teledetección del Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA) ha participado en numerosos proyectos de simulación de datos espaciales que requerían imágenes hiperespectrales aeroportadas. Durante la realización de estos proyectos ha sido necesario considerar los problemas asociados al uso de imágenes aeroportadas. En particular:

- área observada inferior a la que corresponde a la imagen a simular, excepto si se realizan campañas de vuelo muy extensas, en cuyo caso las condiciones de iluminación y adquisición de las imágenes no son homogéneas, lo que dificulta el proceso posterior y limita la utilidad de los datos adquiridos.
- variabilidad en los ángulos de observación, que en imágenes aéreas siempre son mayores si se utiliza una parte significativa del campo de visión del sensor.
- las sombras de objetos (edificios, árboles, etc.) deben considerarse para la obtención de reflectancia si el objetivo es un mapa de reflectancia válido para diferentes geometrías de iluminación/observación.

En este trabajo hemos diseñado un procedimiento que resuelve estos problemas, creando una representación realista del terreno mediante la combinación de imágenes hiperespectrales y firmas espectrales adquiridas sobre el terreno. Este procedimiento evita los problemas radiométricos descritos a costa de una cierta simplificación de la superficie observada, creando una imagen a medio camino entre las sintéticas y las obtenidas mediante teledetección. Un procedimiento similar se describe en (Guanter et al., 2009), pero en ese caso con un número de clases limitado y para sensores de resolución espacial media (lo que reduce por ejemplo el problema de las sombras o el efecto de la topografía).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Imágenes CASI

Para este trabajo hemos elegido una zona al norte de la localidad de Cazalegas (Toledo) que presenta un conjunto de usos de suelo variado y relevante para simulación de imágenes de satélite.

Las imágenes fueron adquiridas por el INTA con su sensor aerotransportado CASI (de Miguel et al., 2014) en julio de 2013. Se realizaron cuatro pasadas, cada una de ellas cubriendo una superficie aproximada de 1×20 km, con un tamaño de píxel de 0,8 metros y 48 bandas espectrales. Estas imágenes fueron corregidas radiométricamente y transformadas a reflectancia utilizando ATCOR4 (Richter y Schläpfer, 2014), incluyendo una normalización de BRDF (*Bidirectional Reflectance Distribution Function*). Con las imágenes corregidas radiométricamente se pasó a generar el nivel L2c, reflectancia georreferenciada. Se utilizó el procedimiento habitual del INTA, utilizando como referencia terreno el Modelo Digital del Terreno a 5 metros, proveniente del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea. La malla de salida se definió a un tamaño de píxel de 1 metro, frente a los 0,83 metros de la imagen original. Una vez en geometría L2c, se procedió a generar un mosaico de las 4 pasadas, para lo que se utilizó el método *bundle* disponible en Geomatica (PCI Geomatics Inc., Richmond Hill, Canadá).

2.2. Datos de campo

Las firmas de reflectancia espectral en el terreno de las distintas superficies y materiales presentes en la zona de estudio se tomaron en varias campañas utilizando el espectro-radiómetro de campo ASD FieldSpec-3 (ASD Inc., Boulder, CO, USA). Los puntos de medida se seleccionaron considerando las clasificaciones realizadas a las imágenes hiperespectrales aeroportadas (ver sección 2.3). El protocolo seguido para la obtención de la reflectancia espectral está descrito en Jiménez y Díaz-Delgado, 2015.

Tras remuestrear todos los espectros de campo a la resolución espectral de la imagen CASI, se analizaron todas las firmas y su calidad, seleccionando las óptimas y ordenándolas por tipos de superficies y años. De esta manera se crearon tres librerías correspondientes a tres superficies elementales: vegetación fotosintética (*gv.sli*), vegetación no fotosintética (*npv.sli*) y suelo (*soil.sli*), que se correspondían con los tres grandes grupos de componentes puros que esperábamos encontrar en superficies naturales, y forman la base del proceso de desmezclado posterior (sección 2.4).

2.3. Clasificación

Sobre el mosaico de imágenes CASI se realizó una clasificación supervisada (*Maximum Likelihood Classification*, MLC) utilizando ENVI (Harris Geospatial Solutions, Boulder, CO, USA). Basándonos en un análisis previo del terreno y de las imágenes se establecieron inicialmente 13 clases o superficies: vegetación herbácea (VGH), vegetación arbolada (VGT), suelo desnudo (BSP), suelo con restos vegetales (BSM), agua (WBR), asfalto (ASF), pavimentos de hormigón (CMC), teja roja (RFR), teja gris (RFG), cubiertas metálicas (MMG), piscinas (POL), superficies artificiales muy reflectantes (CMP) y afloramientos rocosos (ROC).

La clasificación utilizó 44 de las 48 bandas que componen el mosaico, desechando bandas en los extremos del rango

espectral del sensor por su peor relación señal/ruido. El resultado de la clasificación fue mejorado con una serie de post-procesos:

- Combinación de las dos clases de tejados: RFG y RFR.
- Separación de la clase BSP en dos mediante un umbral de reflectancia en la banda 8: una perteneciente al suelo desnudo (camino y suelos muy brillantes, BSP) y otra para representar los suelos intermedios (BSP2), a medio camino entre el suelo desnudo y el suelo con restos vegetales (BSM).
- Aplicación de un algoritmo de filtrado para suavizar el aspecto general de la imagen, eliminando los píxeles aislados. El algoritmo usado fue *gdal sieve* del software de libre acceso Quantum GIS. El filtrado se aplicó a todas las clases a excepción de VGT, ya que de hacerlo, renunciaríamos a la alta resolución espacial con la que estábamos trabajando, y la mayoría de los árboles que no perteneciesen a una masa arbolada continua, desaparecerían.

2.4. MESMA

El siguiente paso fue realizar el proceso de desmezclado espectral de las clases naturales. El análisis lineal de mezcla espectral (SMA) se basa en el supuesto de que el espectro de reflectancia de un píxel multispectral o hiperespectral es una combinación lineal de la reflectancia de materiales puros (*endmembers*) presentes dentro de ese píxel. Los coeficientes de ponderación de mejor ajuste de cada *endmember*, que deben sumar uno, se interpretan como la superficie relativa ocupada por cada componente en el píxel. El análisis de mezcla espectral de múltiples miembros (MESMA) es básicamente un SMA en el que se permiten diferentes miembros puros por clase con el fin de producir el mejor ajuste en cada píxel (Dennison y Roberts, 2003).

Para aplicar MESMA se utilizó la herramienta Viper Tools (Dennison y Roberts, 2003), implementada sobre código IDL. MESMA ofrece múltiples opciones para el número de *endmembers* que van a modelar cada píxel de la imagen: 1, 2 ó 3 + sombra. El componente sombra se encarga de regular la iluminación que recibe cada píxel. Como la suma de las proporciones de los componentes será siempre igual a 1, el componente sombra será negativo o positivo dependiendo de si el modelo ganador para ese píxel es más o menos brillante que la firma espectral del propio píxel, respectivamente. En este trabajo se decidió que cada superficie natural se desmezclaría de forma independiente. Se permitió que cada firma espectral contribuyera con un peso en el rango [-0,05, 1,05] y se tomó como error máximo tolerable un RMS de 0,025 para la diferencia entre el modelo construido a partir de datos de campo y el espectro del píxel; por encima de ese error el píxel queda no modelizado.

Tras realizar el análisis de mezcla espectral, sólo quedaba el proceso inverso: volver a recrear el mapa de reflectancias reales por clases independientes, a partir de los modelos resultantes del MESMA. Una vez obtenidas las reflectancias, se rellenaron los píxeles no

modelados en MESMA, asignándoles el espectro medio de los vecinos modelados de su misma clase, mediante la aplicación de diferentes convoluciones.

Para las clases artificiales se realizó un procedimiento de selección de espectros de campo, asignando un espectro puro a cada una de ellas.

Finalmente, se sumaron las reflectancias de las clases naturales obtenidas a partir de los modelos del MESMA y los espectros puros asignados a cada una de las superficies artificiales (Figura 1) para así crear el mapa final de reflectancias reales.

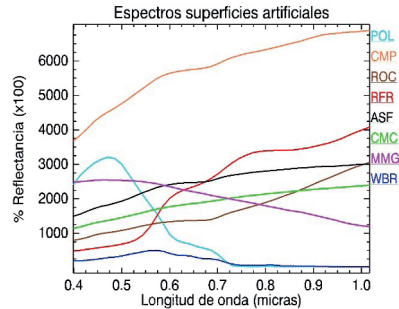


Figura 1. Espectros de campo seleccionados para cada una de las clases artificiales.

3. RESULTADOS

Para el objetivo de este trabajo la exactitud de la clasificación no es crítica, por lo que no se estudió una matriz de confusión. Si era crítico evitar artefactos en la distribución de las clases, lo que implicó un cuidadoso análisis visual del resultado.

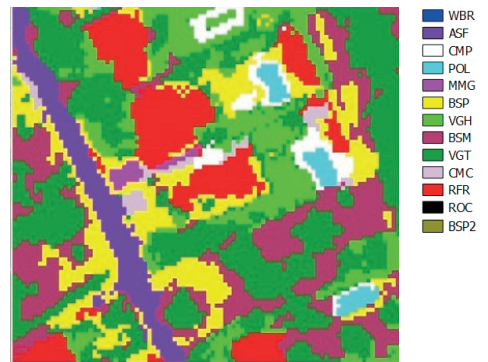


Figura 2. Detalle del resultado de la clasificación sobre una zona urbana.

Los elementos artificiales como carreteras, tejados, piscinas, etc., quedaron frecuentemente incompletos (Figura 2). Esto determina una apariencia no realista que disminuye el potencial de la imagen. Las áreas naturales (Figura 3) si tomaron un aspecto realista y una riqueza en patrones, difícil de conseguir en simulaciones.

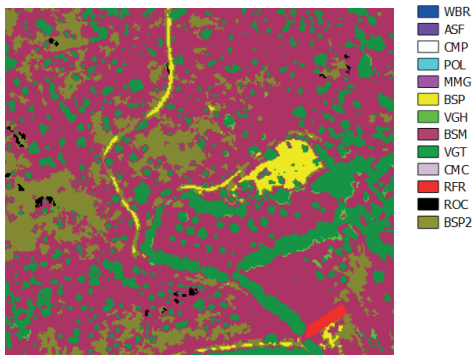


Figura 3. Ejemplo del resultado de la clasificación sobre una zona de monte.

En cuanto al MESMA, la Tabla 1 muestra el porcentaje de píxeles no modelados y el RMS medio de cada clase, que proporciona una idea de la cercanía de los modelos generados a la reflectancia CASI.

Tabla 1: Estimación del error en el modelo MESMA.

Clase	no modelados	RMS medio	Desv. estándar
BSP	19,63%	0,007	0,005
BSP2	7,27%	0,009	0,005
BSM	1,27%	0,009	0,004
VGH	18,41%	0,005	0,003
VGT	8,47%	0,004	0,002

4. DISCUSIÓN

El producto final obtenido responde a los objetivos que se plantearon, y es valioso de cara a la simulación de satélites de alta resolución espacial. El uso de espectros de campo garantiza la calidad radiométrica y espectral de la imagen, y evita problemas por limitaciones en la corrección atmosférica, ruido instrumental, geometría de iluminación/observación etc. A cambio, aplicar el MESMA a partir de ellos (en lugar de *endmembers* tomados de la imagen) dificulta la modelización de píxeles más brillantes que el espectro de campo (no existe un espectro “brillo” equivalente al “sombra”).

Los “falsos espectros” de píxeles en sombra podrían evitarse con una corrección específica en el paso a reflectancia. Esto es actualmente posible para imágenes como las del CASI, pero requiere el uso de un modelo digital de superficies de resolución cercana a 1 m.

Para mantener el aspecto natural tras clasificar es necesario suavizar tras MESMA, lo que se traduce en una cierta pérdida de resolución espacial. Por otra parte, el desmezclado soluciona algunos errores en la clasificación. Por ejemplo, las zonas más iluminadas de las copas son frecuentemente asignadas a VGH en lugar de VGT. Durante el MESMA, el espectro elegido en esas copas puede ser el correspondiente a un árbol, y por tanto la reflectancia final similar a la del resto de la copa.

Los errores de asignación en superficies artificiales, que resultan en artefactos en la imagen clasificada y en

consecuencia en el mapa final, no han podido ser evitados ni abordados de forma automatizada.

Por último, la campaña de radiometría de campo es primordial para este tipo de trabajo. Es necesario un conocimiento previo y exhaustivo del terreno para una correcta definición de las clases iniciales.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado gracias a una subvención del Plan Estatal de Investigación Científica y Técnica y de Innovación 2013-16 (SIMGENIO, ESP2014-55344-P).

6. BIBLIOGRAFÍA

Börner, A., Wiest, L., Keller, P., Reulke, R., Richter, R., Schaepman, M., Schläpfer, D. 2001. SENSOR: a tool for the simulation of hyperspectral remote sensing systems. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 55(5-6), 299-312. DOI: 10.1016/S0924-2716(01)00022-3

De Miguel, E., Fernández-Renau A., Prado E., Jiménez M., Gutiérrez de la Cámara Ó., Linés C., Gómez J. A., Martín A. I., Muñoz F. 2014. The processing of CASI-1500i data at INTA PAF, *EARSel eProceedings*, 13(1): 30-37

Dennison, P.E., Roberts, D.A. 2003. Endmember selection for multiple endmember spectral mixture analysis using endmember average RMSE. *Remote Sensing of Environment*, 87 (2-3), 123-135. DOI: 10.1016/S0034-4257(03)00135-4

Jiménez, M., Díaz-Delgado, R. 2015. Towards a Standard Plant Species Spectral Library Protocol for Vegetation Mapping: A Case Study in the Shrubland of Doñana National Park. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, 4, 2472-2495

Guanter, L., Segl, K., Kaufmann, H., 2009, Simulation of optical remote-sensing scenes with application to the EnMAP Hyperspectral Mission, *IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing*, 47(7), 2340-2351, doi: 10.1109/TGRS.2008.2011616

Richter, R., Schläpfer, D. 2014. Atmospheric and Topographic Correction for Airborne Imagery, *ATCOR-4 User Guide, Version 6.3.2* www.rese.ch.

Schott, J.R., Gerace, A., Montanaro, M. 2012. Simulation of the performance and image quality characteristics of the Landsat OLI and TIRS sensors using DIRSIG. *Proc. SPIE 8533, Sensors, Systems, and Next-Generation Satellites XVI*, 85330L doi:10.1117/12.971226

Sundberg, R.L., Richtsmeier, S., Haren, R. 2005. Full optical spectrum hyperspectral scene simulation, *IGARSS'05. Proceedings IEEE International*, 5, 3235-3238. doi: 10.1109/IGARSS.2005.1526

Optimización polarimétrica de interferogramas diferenciales aislados correspondientes a eventos geológicos

Mestre Quereda, A. ⁽¹⁾, López Sánchez, J. M. ⁽¹⁾, Ballester Berman, J. D. ⁽¹⁾, Selva, J. ⁽¹⁾,
González, P. J. ⁽²⁾, Hooper, A. ⁽³⁾, Wright, T. J. ⁽³⁾

⁽¹⁾ Grupo de Señales, Sistemas y Telecomunicación, IUII, Universidad de Alicante, Apdo. 99, 03080 Alicante, España.
alejandromestre@ua.es, juanma.lopez@ua.es, davidb@ua.es, jesus.selva@ua.es

⁽²⁾ COMET, Dept. of Earth, Ocean and Ecological Sciences, Universidad de Liverpool, Liverpool, Reino Unido.

⁽³⁾ COMET, School of Earth and Environment, Universidad de Leeds, Leeds, Reino Unido.

Resumen: Con el fin de conseguir valores más fiables y continuos de fase diferencial, para así facilitar la posterior interpretación de un suceso geológico en base a los modelos geofísicos disponibles, se han probado diferentes métodos de optimización basados en polarimetría para pares interferométricos de imágenes SAR. Se han empleado datos adquiridos en polarización completa mediante el satélite RADARSAT-2 y que se corresponden con la erupción volcánica del Monte Etna (Italia) en 2008. La optimización polarimétrica se ha llevado a cabo mediante una combinación de los canales polarimétricos disponibles, de modo que se explora el espacio polarimétrico para mejorar el producto final.

Palabras clave: radar de apertura sintética, interferometría diferencial SAR, polarimetría.

Polarimetric optimisation methods applied to single differential SAR interferograms for geophysical events

Abstract: Attending to a goal consisting in obtaining more reliable and continuous phase measurements, in order to ease the subsequent interpretation and analysis of a geological event with geophysical models, different polarimetric optimisation methods have been tested over single-pair differential SAR interferograms. Tests were carried out on data generated with two quad-polarimetric RADARSAT-2 images covering the volcanic eruption of Mount Etna (Italy) in 2008. Polarimetric optimisation has been carried out by means of a combination of the available polarimetric channels, so the available polarimetric space is searched to improve the final product.

Keywords: synthetic aperture radar, differential SAR interferometry, polarimetry.

1. INTRODUCCIÓN

La interferometría diferencial SAR (DInSAR) es una potente técnica de teledetección empleada para monitorizar deformaciones en la superficie terrestre. El análisis de la fase diferencial contenida en los interferogramas, resultantes de la combinación de dos imágenes SAR adquiridas en fechas distintas, ha demostrado su potencial para el estudio de fenómenos geofísicos, tales como terremotos o erupciones volcánicas (Hooper *et al.*, 2004).

Tradicionalmente, las técnicas de procesado en interferometría diferencial se aplicaban a un único canal polarimétrico, ya que la mayoría de sistemas SAR trabajaban con una única polarización. No obstante, ya que los nuevos satélites SAR (por ejemplo, ALOS-1/2, RADARSAT-2 o TerraSAR-X) son capaces de obtener datos polarimétricos (varias polarizaciones o canales), la calidad de la estimación de las deformaciones podría mejorarse mediante una optimización polarimétrica.

En este sentido, en el marco de la interferometría diferencial SAR multitemporal, es decir, cuando se procesan series largas de imágenes, la polarimetría ha demostrado ser una herramienta útil para la mejora de los resultados finales (Navarro-Sanchez *et al.*, 2014, Navarro-Sanchez y Lopez-Sanchez 2012, Navarro-Sanchez *et al.*, 2010). Los mapas de deformación

obtenidos son más densos, con el consiguiente aumento de la cobertura espacial, especialmente en zonas urbanas, si los comparamos con los resultados que pueden obtenerse considerando una única polarización. Sin embargo, en el caso de sucesos geológicos puntuales, esto es, de desastres naturales como las erupciones volcánicas o los seísmos, los métodos de optimización polarimétricos todavía no han sido empleados para la mejora de los resultados finales.

En este trabajo se han aplicado métodos de optimización en base a dos criterios de calidad. Por un lado, se ha optimizado la conocida coherencia interferométrica, clásico indicador de la calidad de la fase contenida en los interferogramas. Por otro lado, se ha comprobado si existe algún canal polarimétrico que minimice la desviación estándar de fase en zonas homogéneas. El objetivo de la optimización es obtener fases más suaves y continuas, desde el punto de vista espacial, lo que permitiría recuperar valores fiables en áreas en las que de otra manera no sería posible.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Interferometría SAR polarimétrica

El punto de partida de la optimización se basa en la conocida interferometría SAR polarimétrica (PolInSAR),

o interferometría vectorial (Cloude y Papathanassiou 1998). La vectorización k de la matriz de *scattering* (dispersión), empleando la base de matrices de Pauli y para el caso de polarización completa, se define como:

$$k = \frac{1}{\sqrt{2}} [HH + VV, HH - VV, 2HV]^T \quad (1)$$

donde HH y VV son los canales copolares horizontal y vertical, respectivamente, y HV es el canal de polarización cruzada. Por reciprocidad, se asume que $HV=VH$. Las técnicas PolInSAR se basan en proyectar el vector de *scattering* k sobre un vector unitario ω , obteniendo así un coeficiente de reflectividad complejo μ , de tal forma que $\mu = \omega^{*T} k$ (donde *T hace referencia al transpuesto conjugado). Así, podemos aplicar sobre μ cualquier método conocido de procesado de interferometría diferencial, como si de un único canal se tratase.

2.2. Algoritmo de optimización

El algoritmo de optimización polarimétrica empleado es el denominado ESPO (*Exhaustive Search Polarimetric Optimization*), ya que es el que proporciona la solución más precisa a pesar de tener un coste computacional elevado (Navarro-Sanchez et al., 2014). Dada la parametrización de ω :

$$\omega = \begin{bmatrix} \cos(\alpha) \\ \sin(\alpha)\cos(\beta)e^{i\delta} \\ \sin(\alpha)\sin(\beta)e^{i\psi} \end{bmatrix}, \begin{cases} 0 \leq \alpha \leq \frac{\pi}{2} \\ 0 \leq \beta \leq \frac{\pi}{2} \\ -\pi \leq \delta < \pi \\ -\pi \leq \psi < \pi \end{cases} \quad (2)$$

se emplea dicho algoritmo para buscar el vector ω , para cada píxel, que mejor satisface un determinado criterio de calidad o figura de mérito.

El primer criterio de calidad empleado en el proceso de optimización está basado en la coherencia interferométrica, definida en el marco de PolInSAR a partir de los vectores de *scattering* de cada imagen (k_1 y k_2) como:

$$|\gamma| = \frac{|\omega^{*T} [\Omega_{12}] \omega|}{\sqrt{\omega^{*T} [T_{11}] \omega} \sqrt{\omega^{*T} [T_{22}] \omega}}, \begin{cases} [T_{11}] = E\{k_1 k_1^{*T}\} \\ [T_{22}] = E\{k_2 k_2^{*T}\} \\ [\Omega_{12}] = E\{k_1 k_2^{*T}\} \end{cases} \quad (3)$$

Cabe destacar que la estimación de coherencia no puede realizarse píxel a píxel, sino que es necesario un promediado especial de muestras alrededor de un píxel central. Este promediado se conoce como *multi-look*.

La coherencia se encuentra comprendida en el intervalo $[0,1]$, y es una medida del grado de correlación entre las dos adquisiciones necesarias para la generación del interferograma. Así, píxeles cuya coherencia sea cercana a 1 tendrán una alta correlación y buena calidad de fase, mientras que coherencias próximas a 0 indican un bajo grado de correlación, indicando que la fase en esos píxeles es de peor calidad. Por tanto, se empleará el algoritmo ESPO para maximizar los valores de $|\gamma|$.

En segundo lugar, se han seleccionado 4 áreas homogéneas correspondientes a diferentes tipos de escena: una zona

rural, una zona con vegetación, una zona sin vegetación y una zona alterada entre ambas imágenes debido al flujo de lava de la erupción volcánica.

En este caso, el criterio de calidad será la desviación estándar de la fase diferencial en dichas zonas homogéneas, de modo que se tratará de buscar qué canal polarimétrico permite minimizar su valor. La desviación estándar permite cuantificar la variabilidad de los valores de la fase diferencial y, por tanto, el nivel de ruido presente en la región analizada. Cuanto mayor sea la desviación estándar, más variables y ruidosos serán los valores de la fase. No obstante, antes de calcular la desviación estándar de fase, conviene eliminar cualquier contribución debida a efectos topográficos que pueda alterar su valor sin tratarse de ruido (como pendientes locales o deformaciones). Para ello, se estima y se sustrae la componente dominante de los valores enrollados, es decir, comprendidos en el intervalo $[-\pi, \pi]$, de la fase de la zona analizada. Esta operación permite que los valores de las muestras resultantes se centren en torno a 0, cuantificando más fiablemente el ruido de la fase diferencial.

3. RESULTADOS

El fenómeno geológico analizado es la erupción volcánica del Monte Etna que tuvo lugar en mayo de 2008, a partir de imágenes en polarización completa del satélite RADARSAT-2 (modo de haz FQ29 y ángulo de incidencia de 48,6°). El proceso de optimización de coherencia se ha realizado sobre la escena completa, cuyas dimensiones son 3700x6000 píxeles. Con respecto al análisis de la desviación estándar, se han seleccionado las 4 zonas homogéneas que pueden visualizarse en la Figura 1. El recuadro negro se corresponde con una zona rural, el verde con un área con vegetación, el azul con un área sin vegetación y el rojo con una zona cambiada por la erupción.

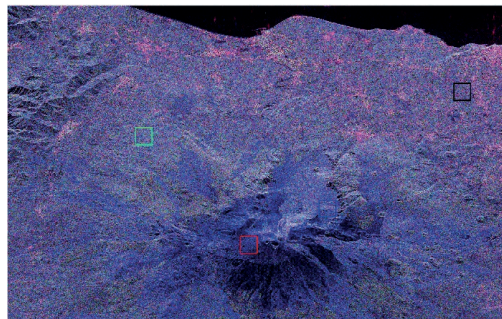


Figura 1. Imagen SAR RGB del Monte Etna generada mediante los 3 canales de la base de Pauli. $R=HH-VV$, $G=2HV$, $B=HH+VV$.

3.1. Optimización de coherencia

La optimización de coherencia consiste en maximizar los valores de $|\gamma|$ en cada píxel del interferograma mediante

la Ecuación 3. Para la estimación de coherencia, se ha empleado un *multi-look* de 15×15 .

El proceso consiste en definir una rejilla de búsqueda para cada uno de los 4 parámetros de ω , dados sus respectivos dominios. Concretamente, la discretización del dominio para α y β se ha hecho mediante un incremento de 30° y para δ y ψ con un incremento de 45° . Posteriormente, la solución proporcionada por el algoritmo se ha refinado mediante el método de gradiente conjugado (CGM).

En la Figura 2 se muestran los histogramas de coherencia interferométrica para los canales convencionales (*HH*, *VV*, *HH+VV*, *HH-VV*) y el canal óptimo. Se observa un aumento generalizado de la coherencia. Aquellos píxeles cuya coherencia era inicialmente muy baja (en el intervalo 0-0,2), tienen coherencias más altas (0,2-0,4) en el canal óptimo.

Adicionalmente, aquellos píxeles cuya coherencia era inicialmente buena (en torno a 0,8 o superior) también tienen valores más altos, aunque el incremento no es tan significativo, especialmente si los comparamos con los valores del canal *HH+VV* de la base de Pauli, que es el que dispone de una coherencia mayor de entre los canales iniciales.

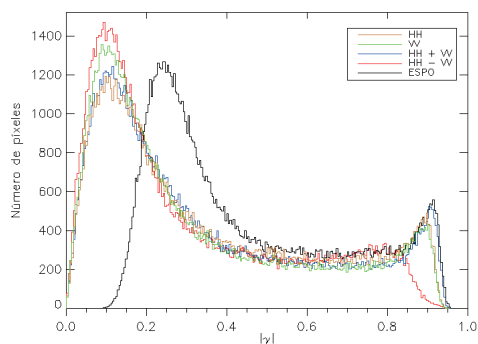


Figura 2. Histogramas de la coherencia estimada para diferentes canales polarimétricos.

No obstante, a pesar de haber conseguido un aumento razonable de coherencia, la fase diferencial óptima no muestra una mejora evidente, tal como se aprecia mediante una simple inspección visual en la Figura 3.

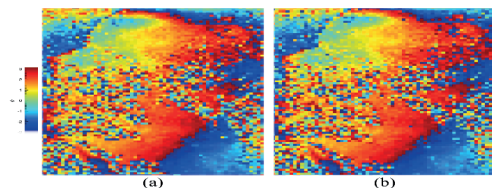


Figura 3. Fase diferencial tras el proceso de optimización. (a) Canal *HH+VV*. (b) Canal óptimo.

El motivo de no haberse conseguido una mejora significativa en términos de fase puede ser debido a la propia definición del algoritmo ESPO, en el que el proceso de optimización se lleva a cabo localmente

(independientemente para cada píxel). Esto implica que los vectores ω calculados pueden variar incluso entre píxeles adyacentes, observándose centros de fase distintos y dando lugar a fases prácticamente igual de ruidosas a las iniciales.

Esta variabilidad espacial en los vectores de proyección puede visualizarse en la Figura 4, donde solamente el parámetro α guarda cierta relación con el tipo de superficie, mientras que el resto de parámetros son mucho más variables y no muestran ninguna distribución espacial bien definida.

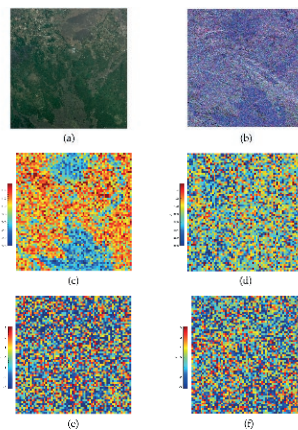


Figura 4. Características de la escena cuya fase se muestra en la Figura 3. (a) Imagen de Google Earth. (b) Imagen Pauli RGB. (c-f) Parámetros α , β , δ y ψ de los vectores de proyección de la misma zona.

3.2. Análisis de la desviación estándar de fase en áreas homogéneas

Con el fin de verificar si la variabilidad de los vectores de proyección es la causa de la escasa mejora en la fase diferencial obtenida, se propone dejar constante esta proyección. Así, en lugar de calcular un vector de proyección para cada píxel, se empleará un único vector para toda una región para generar el interferograma óptimo.

Para ello, se han escogido las 4 áreas diferenciadas (de 200×200 píxeles cada una) que pueden verse en la Figura 1, que se corresponden con distintos tipos de terreno.

Para que la estimación de la desviación estándar de fase sea correcta, se deberá sustraer cualquier contribución debida a la topografía o debida a cualquier ligero gradiente de fase en la zona homogénea. Así, los valores restantes serán representativos del ruido, permitiendo entonces cuantificarlo. Esto es equivalente a estimar la fase dominante dentro de la zona homogénea, que puede llevarse a cabo fácilmente mediante una estimación de máxima verosimilitud en el dominio de la frecuencia (Suo, 2010).

El efecto que la substracción de la fase dominante tiene sobre la fase de la zona homogénea puede verse en los histogramas de la Figura 5. Al centrar los valores resultantes en torno a 0, la desviación estándar de los valores de fase permitirá cuantificar razonablemente el ruido.

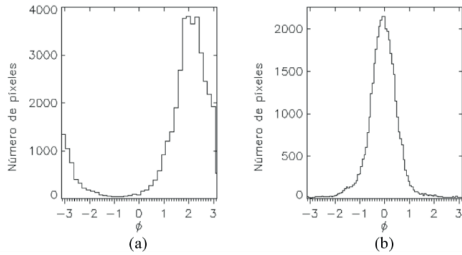


Figura 5. Sustracción de la fase dominante en una zona homogénea. (a) Antes de la estimación. (b) Después de la estimación.

Con respecto al algoritmo de optimización, la búsqueda se ha realizado mediante una discretización con un incremento de 5° para los parámetros α y β y 15° para δ y ψ . El mismo test se ha empleado para los datos a resolución completa (*single-look*) así como con un *multi-look* de 15x15. Los resultados se resumen en la Tabla 1. Por un lado, como era de esperar, la zona alterada y la zona con vegetación tienen una desviación estándar más alta que las otras dos, mostrando un alto grado de decorrelación (mucho ruido). Se observa que la mejora es mínima para el caso de máxima resolución.

Por otro lado, en el caso con *multi-look* sí se aprecia una disminución de la desviación estándar, especialmente para la zona rural y para la zona de superficie sin vegetación. No obstante, para la zona con vegetación y la zona alterada, la desviación estándar sigue siendo muy elevada, mostrando que los datos estaban considerablemente degradados. A pesar de esto, la disminución de la desviación estándar es algo más significativa que en el caso de máxima resolución, obteniéndose una disminución en torno al 5%, dependiendo del tipo de superficie.

Tabla 1. Comparativa de la desviación estándar de fase en los cuatro tipos de área analizados, para el canal y el canal óptimo.

Tipo de área	Desviación estándar de fase (rad)			
	Single-look		Multi-look	
	HH+VV	Óptimo	HH+VV	Óptimo
Rural	1,655	1,650	0,645	0,616
Superficie sin vegetación	1,769	1,761	1,407	1,363
Superficie con vegetación	0,708	0,707	0,240	0,237
Alterada	1,788	1,785	1,654	1,620

4. DISCUSIÓN

La optimización polarimétrica aplicada a un único interferograma es capaz de aumentar la coherencia global en la escena. Sin embargo, esta mejora no se traduce en una suavidad de la fase diferencial en muchas de las zonas de la escena, como se requeriría en este tipo de aplicación.

En este sentido, el proceso de optimización no parece proporcionar una mejora del todo significativa, ya que el análisis de la desviación estándar muestra que la reducción del ruido en la fase interferométrica es leve.

Para trabajos futuros se propone emplear otro tipo de técnicas ligadas a la polarimetría, como la detección de cambios o métodos de descomposición de blanco.

También, se propone emplear todas estas técnicas con datos de otros sensores, como ALOS-2 en banda L, Sentinel-1 en banda C ó TerraSAR-X en banda X.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue iniciado durante una estancia de Juan M. López Sánchez en la Universidad de Leeds financiada por el Ministerio de Educación (ref. PRX14/00151) y ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y los Fondos EU FEDER como parte del proyecto TIN2014-55413-C2-2-P.

RADARSAT-2© MacDonald, Dettwiler and Associates Ltd. (MDA, 2008) – Todos los derechos reservados. RADARSAT es una marca oficial de la Agencia Espacial Canadiense (CSA). Todas las imágenes de RADARSAT-2 han sido proporcionadas por CSA y MDA en el marco del proyecto SOAR 5087.

6. BIBLIOGRAFÍA

Cloude, S.R., Papathanassiou, K.P. 1998. Polarimetric SAR interferometry. *IEEE Trans. Geoscience and Remote Sensing*, 36, 1551-1565.

Hooper, A. et al. 2004. A new method for measuring deformation on volcanoes 255 and other natural terrains using InSAR persistent scatterers. *Geophysical Research Letters*, 31, L23611

Navarro-Sanchez, V.D. et al. 2014. Polarimetric approaches for persistent scatterers interferometry. *IEEE Trans. Geoscience and Remote Sensing*, 52, 1667-1676.

Navarro-Sanchez, V.D., Lopez-Sanchez, J.M. 2012. Improvement of Persistent-Scatterer Interferometry Performance by Means of a Polarimetric Optimization. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 9, 609-613.

Navarro-Sanchez, V.D. et al. 2010. A Contribution of Polarimetry to Satellite Differential SAR Interferometry: Increasing the Number of Pixel Candidates. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 7, 276-280.

Suo, Z. et al. 2010. A New Strategy to Estimate Local Fringe Frequencies for InSAR Phase Noise Reduction. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 7:771-775.

El aporte de las imágenes adquiridas mediante vehículos aéreos no tripulados en la fusión de imágenes para la detección de cambios en análisis multitemporales usando la transformada de Wavelet

Medina Daza, R. J. ⁽¹⁾, Upegui, E. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Facultad de Ingeniería, Ingeniería Catastral y Geodesia C. P., 111311-Bogotá, Colombia. rmedina@udistrital.edu.co, esupeguic@udistrital.edu.co

Resumen: A pesar de que cada vez se tienen disponibles datos de alta resolución espacial tanto en imágenes multispectrales como pancromáticas de diferentes sensores, para el análisis de los datos históricos sigue siendo una necesidad tener mayor resolución espacial en las bandas multispectrales. La fusión de imágenes es una respuesta a la frecuente necesidad de tener en una sola imagen datos de alta resolución espectral y espacial. Para este estudio se realiza la fusión empleando la transformada de Wavelet usando el software MatLab®, una imagen multispectral Ikonos y una imagen RGB obtenida mediante un vehículo aéreo no tripulado (VANT). Se aplicaron dos procedimientos, el primero transformando la imagen multispectral y la obtenida a través de un VANT a los componentes Value, Matiz y Saturación mediante la transformada de Wavelet para generar un nuevo componente de Value y con los componentes de la Matiz y la Saturación de la imagen satelital se transforma para generar una nueva imagen Multispectral. El segundo proceso se realiza generando una nueva imagen llamada falsa pancromática que resulta del promedio de las tres bandas de la imagen obtenida con el VANT, a partir de esta imagen pancromática y la multispectral se integra la información usando la transformada Wavelet. Los dos procedimientos permiten obtener nueva información detallada del medio ambiente urbano y rural, que es útil para una aplicación específica en diferentes estudios. La calidad espectral y espacial de la nueva imagen generada se evalúa con los índices de Coeficiente de correlación, ERGAS, RASE y en Índice de Calidad Universal Qu, encontrando que el segundo procedimiento genera mejores resultados.

Palabras clave: fusión, transformada de Wavelet, multispectral, value, VANT.

The contribution of the images acquired by unmanned aerial vehicles in the fusion of images for the detection of changes in multitemporal analyses using the wavelet transform

Abstract: In spite of high spatial resolution data are available both in multispectral and panchromatic images of different sensors, it is still necessary to have higher spatial resolution in multispectral bands for the analysis of historical data. Image fusion is a response to the frequent need to have high-resolution spectral and spatial data in a single image. For this study the fusion is performed using the Wavelet transform using MatLab® software, a multispectral Ikonos image and an RGB image obtained by an unmanned aerial vehicle (UAV). Two procedures were applied, the first transforming the multispectral image and the one obtained by means of a UAV to the components Value, Hue and Saturation through the transformation of Wavelet to generate a new component of Value and with the components of Hue and Saturation of the satellite image is transformed to generate a new Multispectral image. The second process is performed generating a new image called false panchromatic that results from the average of the three bands of the image obtained with the UAV, from this panchromatic image and the multispectral the information is integrated using the Wavelet transform. The two procedures provide new detailed information on the urban and rural environment, which is useful for a specific application in different studies. The spectral and spatial quality of the new generated image is evaluated with the Correlation coefficient indexes, ERGAS, RASE and in Universal Quality Index Qu, finding that the second procedure generates better results.

Keywords: fusion, Wavelet transform, multispectral, value UAV.

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años se han experimentado con procedimientos que usan la transformada de Wavelet en dos dimensiones con el objetivo de conservar en gran medida la riqueza espectral de las imágenes originales (Alparone, 2007; Lillo, 2005; Nuñez, 1999; Medina, 2004-2013; Riyahi, 2009) mostrando resultados satisfactorios en diferentes aplicaciones (Candès, 2000; González, 2004; Lillo, 2005; Mallat, 1989-1996). La necesidad de mejorar y extraer mayor información de

las imágenes sigue siendo una preocupación para los científicos, por lo cual la fusión de imágenes satelitales sigue siendo un área de investigación (Zhuo, 1998). El objetivo principal de este artículo es evaluar la eficiencia de la transformada Wavelet (propuesta en Mallat, 1999; Nievergelt, 1999; Medina, 2013) en las técnicas de fusión de imágenes que se pueden utilizar para integrar el detalle geométrico de una imagen obtenida por un vehículo aéreo no tripulado de alta resolución espacial (VANT) y una imagen multispectral Ikonos (MULTI)

para producir una nueva imagen de alta resolución espacial y espectral (N-MULT).

El artículo expone los resultados de la fusión de imágenes realizada por dos métodos propuestos. El primer método transforma la imagen MULTI y VANT a sus componentes Intensidad, Matiz y Saturación, respectivamente. A partir de la intensidad de la imagen MULTI (Im) y la intensidad de la imagen VANT (Iv) -los cuales contienen la información espacial- se obtienen los coeficientes de aproximación y detalle mediante la transformada de Wavelet. Posteriormente concatenando los coeficientes de aproximación de Im y los coeficientes de detalle Iv se genera una nueva matriz de coeficientes y se aplica la transformada inversa Wavelet obteniendo la nueva componente Imv. A partir de esta imagen y la de la Matiz y la Saturación de la imagen MULTI se crea una nueva imagen a la cual se le realiza la transformada inversa IHS-RGB obteniendo así una nueva imagen N-MULT-I. El segundo método realiza el promedio de las tres bandas de la imagen VANT para generar una falsa pancromática fpan. Seguidamente se transforma la imagen MULTI a las componentes Intensidad, Matiz y Saturación. A partir de la componente intensidad Im y la falsa pancromática fpan se realiza la fusión generando una nueva componente Intensidad mfpán y con las componentes Matiz y Saturación de la MULTI se obtiene una nueva imagen N-MULT-FP. Para realizar los dos métodos anteriormente descritos se usa el toolbox de Wavelet y el de Procesamiento Digital de Imágenes de MatLab®. La evaluación de la fusión se realiza a través de cuatro indicadores: el índice de Calidad Universal Qu, la Correlación (espacial y espectral), el índice RASE y ERGAS espacial y espectral.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La fusión se realiza con una sub-escena de una imagen multispectral del satélite Ikonos (MULTI) que tiene 4 metros de resolución espacial, y con una imagen obtenida usando un VANT, la cual cuenta con 0.05 metros de resolución espacial, de un sector central de la ciudad de Bogotá (Colombia), específicamente en Jardín Botánico de la ciudad. Para los dos métodos se registra una composición RGB (verdadero color) de las dos imágenes, usando el mismo tamaño de pixel de esta última (0,05 m). En la Figura 2 se muestran el recorte de las imágenes originales MULTI y VANT. Estas dos imágenes se fusionan mediante los dos métodos propuestos.

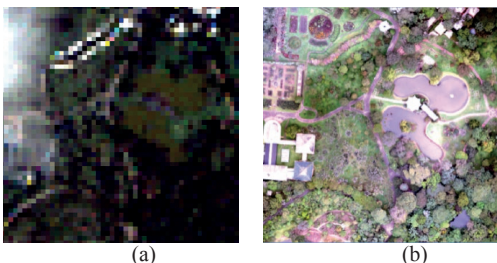


Figura 1. (a) imagen MULTI, (b) Imagen VANT.

2.1. Metodología e implementación RGB-IHS

- Transformar la imagen MULTI y VANT en componentes IHS (Intensidad, Matiz y Saturación) (González, 1996) de la imagen MULTI Im y de la VANT Iv.
- Aplicar el concepto de Transformada Wavelet al componente Im, iterativamente hasta el segundo nivel descomposición (Mallat, 1989), obteniendo de esta manera los siguientes coeficientes de aproximación y detalle: cA2im coeficientes de aproximación que contienen la información espectral de la componente Im de la imagen MULTI, cV2im, cH2im, cD2im, cV1im, cH1im, cD1im, coeficientes de detalle donde se almacena la información espacial de Im.
- Aplicar el concepto de la Transformada Wavelet a la componente Iv hasta el segundo nivel descomposición obteniendo de esta manera los coeficientes de aproximación y detalle. cA2iv coeficientes de aproximación que contiene la información espectral de la VANT, cV2iv, cH2iv, cD2iv, cV1iv, cH1iv y cD1iv, coeficientes de detalle donde se almacena la información espacial de la componente Iv.
- Generar una nueva matriz concatenando los coeficientes cA2im (que almacena la información espectral de la componente Im) y los coeficientes de detalle espacial de segundo nivel de la componente Iv, cV2iv, cH2iv, cD2iv, cV1iv, cH1iv y cD1iv, (que almacena la información espacial de la componente Iv).
- Aplicar la transformada inversa de la Transformada Wavelet a la matriz obtenida en el paso anterior para obtener la nueva componente intensidad (N-INT).
- Generar una nueva composición IHS (N-IHS), uniendo la N-INT (nuevo componente intensidad) junto con las componentes originales de matiz y saturación (obtenidas en el primer paso). Realizar la transformación IHS a RGB, usando la nueva composición N-IHS. De esta manera se obtiene la nueva imagen multispectral (nueva rgb, N-MULT-I).

2.2. Metodología e implementación Im y fpan

- Realizar el promedio de la suma de las bandas de la imagen obtenida por VANT, para generar una falsa pancromática (fpan) a partir de la imagen VANT.
- Aplicar el concepto de Transformada Wavelet al componente Im, iterativamente, hasta el segundo nivel descomposición.
- Aplicar el concepto de la Transformada Wavelet a la imagen fpan hasta el segundo nivel descomposición obteniendo de esta manera los coeficientes de aproximación y detalle. cA2ifp coeficientes de aproximación que contiene la información espectral de la VANT, cV2ifp, cH2ifp, cD2ifp, cV1ifp, cH1ifp y cD1ifp, coeficientes de detalle donde se almacena la información espacial de la imagen fpan.
- Generar una nueva matriz concatenando los coeficientes cA2im (que almacena la información

espectral de la componente I_m) y los coeficientes de detalle espacial de segundo nivel de la imagen f_{pan} , $cV2ifp$, $cH2ifp$, $cD2ifp$, $cV1ifp$, $cH1ifp$ y $cD1ifp$, (que almacena la información espacial de la imagen f_{pan}).

- Aplicar la transformada inversa de la Transformada Wavelet a la matriz obtenida en el paso anterior para obtener la nueva componente intensidad (N-INT).
- Generar una nueva composición IHS (N-IHS), uniendo la N-INT (nuevo componente intensidad) junto con las componentes originales de matiz y saturación (obtenidas en el paso 1 del primer método). Realizar la transformación IHS a RGB, usando la nueva composición N-IHS. De esta manera se obtiene la nueva imagen multispectral (nueva rgb , N-MULT-FP), que mantiene la resolución espacial de quien ganando así la resolución espacial.

En la Figura 2 se representa gráficamente los dos procesos anteriormente descritos, el primero transformando la imagen multispectral Ikonos y la VANT a los componentes Value, Matiz y Saturación, descomponiendo e integrando los coeficientes de detalle y los coeficientes de aproximación mediante la transformada de Wavelet. De esta manera se genera un nuevo componente de Value y con los componentes de la Matiz y la Saturación de la imagen satelital se transforma para generar una nueva imagen N-MULT-I. El segundo proceso se realiza generando una nueva imagen llamada falsa pancromática que resulta del promedio de las tres bandas de la imagen obtenida con el VANT. Esta imagen pancromática y el Value de la imagen multispectral Ikonos se descomponen y se concatenan los coeficientes de detalle y coeficientes de aproximación y se aplica la transformada Wavelet para generar una nueva imagen N-MULT-FP.

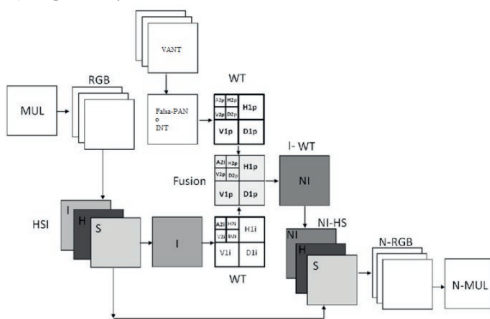


Figura 2. Diagrama de de los procesos de la fusión de las imágenes, Ikonos y la imagen obtenida por VANT.

2.3. Índices para la evaluación de la calidad espacial y espectral de las imágenes fusionadas

Para la evaluación de las imágenes fusionadas se calcularon los índices de calidad Qu (Zhuo, 2002) (ver resultados en las tablas 3 y 4), coeficiente de correlación (Nuñez, 1999; Medina, 2004) (Tablas 1 y 2), el índice RASE (Wald, 2000) (ver Tablas 3 y 4) y ERGAS (Wald, 1999; 2000; 2002, Lillo, 2005) (ver Tablas 3 y 4).

3. RESULTADOS

En la Figura 3, se muestra el detalle de un puente, siendo 3a de la imagen MULTI y 3b de la imagen VANT. La imagen 3c corresponde a la fusión por el primer método y la 3d a la fusión por el segundo método. El primer método generó una imagen con buena ganancia espacial y con una menor pérdida espectral. El segundo método proporcionó una menor ganancia espacial y menor pérdida significativa con respecto a la resolución espectral.

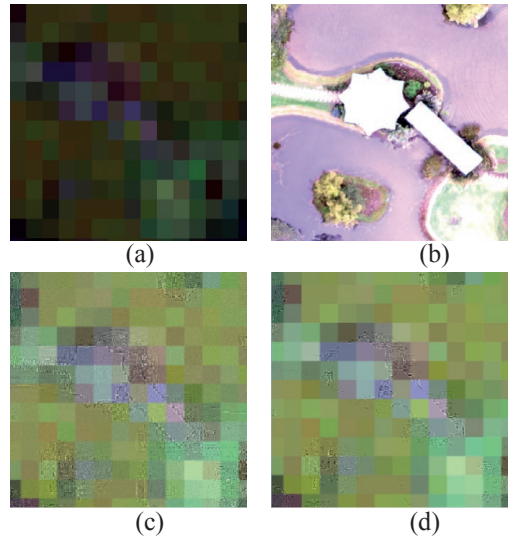


Figura 3. Detalle de un puente (a) Imagen MULTI, (b) Imagen VANT, (c) Imagen N-MULT-I, (d) Imagen N-MULT-FP.

Tabla 1. Correlación Espectral para evaluar la Calidad de la Imagen MULTI Fusionada.

Fusión de Imágenes por:	Coeficiente de Correlación Espectral		
	Banda R	Banda G	Banda B
N-MULT-I	0,88	0,87	0,90
N-MULT-FP	0,94	0,93	0,94

Tabla 2. Correlación Espacial para evaluar la Calidad de la Imagen MULTI Fusionada.

Fusión de Imágenes por:	Coeficiente de Correlación Espacial		
	Banda R	Banda G	Banda B
N-MULT-I	0,97	0,99	0,95
N-MULT-FP	0,27	0,28	0,23

Tabla 3. Índices RASE, ERGAS y Qu para evaluar la Calidad Espectral de la Imagen MULTI Fusionada.

Fusión de Imágenes por:	RASE	ERGAS Espectral	Qu
N-MULT-I	31,9%	1,57	0,88
N-MULT-FP	22,6%	1,11	0,93

Tabla 4. Índices RASE, ERGAS y Qu para evaluar la Calidad Espacial de la Imagen MULTI Fusionada.

Fusión de Imágenes por:	ERGAS		
	RASE	Espacial	Qu
N-MULT-I	29,4%	0,36	0,91
N-MULT-FP	81,69%	1,02	0,10

Los valores más altos de correlación espectral se obtienen con N-MULT-FP (Tabla 1), con una diferencia entre los dos métodos aproximada de 0,053. Sin embargo, con respecto a la correlación espacial, se consiguen resultados mejores con N-MULT-I. En este caso, la diferencia entre los valores de los dos métodos es de 0,71. Lo anterior indica que el N-MULT-FP es espectralmente mejor y N-MULT-I es espacialmente mejor. La diferencia espectral indica que los resultados de los métodos son muy cercanos, mientras que el análisis espacial indica que son inversos ya que los valores son distantes. En cuanto al índice ERGAS, RASE espectral (tabla 2) muestra que los mejores resultados se obtuvieron con la nueva imagen N-MULT-FP (segundo método) con los índices ERGAS 1,11 y RASE del 22,6% y con el índice Qu de 0,93. Estos resultados ratifican el mejor resultado obtenido con la correlación espectral, que permiten concluir que el segundo método (N-MULT-FP) es mucho mejor espectralmente. En cuanto a la evaluación de la calidad espacial (tabla 3), los mejores resultados son obtenidos con el primer método (imagen N-MULT-I) obteniendo un valor de RASE de 29,4%, ERGAS espacial de 0,36 y Qu de 0,91. La diferencia de los valores entre los dos métodos para el Qu espacial es del orden de 0,81 siendo una diferencia muy alta, con respecto a ERGAS existe una diferencia de 0,46, y la diferencia con respecto al índice RASE es de 59,3%. Esos resultados indican que la ganancia espacial es significativa, lo cual demuestra que el segundo método es mejor que el primero espectralmente. A partir de los resultados anteriores se puede concluir que de manera cualitativa y cuantitativa los mejores resultados de la fusión se obtienen con el segundo método con una ganancia espacial no tan significativa, pero mantiene en gran medida la calidad espectral.

4. DISCUSIÓN

Dependiendo del uso de las imágenes generadas N-MULT-I, N-MULT-FP y a partir del análisis cuantitativo y la revisión visual de las imágenes fusionadas (Figura 3), se observa que la ganancia espacial de la imagen fusionada con N-MULT-I (3c), las cuales además mantienen la información espectral no tan significativa como el segundo método; ese mismo efecto no se evidencia con N-MULT-FP (3d).

5. BIBLIOGRAFÍA

Alparone, et al., 2007. Comparison of Pansharpening Algorithms: Outcome of the 2006 GRS-S Data Fusion Contest. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 45(10), 3012-3021.

Candès, E. J. et al. 2000. Curvelets, multiresolution representation, and scaling laws, Wavelet applications. in *Signal and image processing VIII*, A. Aldroubi, A. F. Laine, M. A. Unser eds., Proc. SPIE 4119.

González-Audicana, M. et al., 2004. Fusion of Multispectral and Panchromatic Images Using Improved IHS and PCA Mergers based on Wavelet Decomposition. *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing*, 42(6), 1291-1297.

González, R. 1996. *Tratamiento Digital de Imágenes*. Ed, Eddison-Wesley. EE.UU.

Lillo-Saavedra, M. et al. 2005. Fusion of multispectral and panchromatic satellite sensor imagery based on tailored filtering in the Fourier domain. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 1263-1268.

Nievergelt, Y. 1999. *Wavelets made easy*, Ed Birkhäuser, Boston, 297.

Núñez, J. 1999. Multiresolution-Based Image fusion whit Additive Wavelet Descomposition. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 37(3), 1204 -1211.

Mallat, S. 1996. Wavelets for a vision. *Proceedings of the IEEE*, 84.

Mallat, S. 1989. A Theory for MultiresolutionSignal Decomposition: The Wavelet Representation. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*. II(7).

Mallat, S., 1999. *A Wavelet Tour of Signal Processing*, 2nd ed., Academic Press, Elsevier. ISBN 13:978-0-12466606-1.

Medina, J., Lizarazo, I. 2004. *Fusión de imágenes satelitales usando la trasformada de Wavelet*. Bogotá: Universidad Distrital Francisco José de Caldas. 169.

Medina, J. 2013. Two-Dimensional Fast Haar Wavelet Transform for Satellite-Image Fusion. *Journal of Applied Remote Sensing*, 7(1), 073698; doi: 10.1117/1.JRS.7.0736982013

Riyahi, R. et al. 2009. Comparison of different image fusion techniques for individual tree crown identification using quickbird image. *International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, High- Resolution Earth Imaging for Geospatial Information*. Vol. XXXVIII-1-4-7/W5., June 2-5 ISPRS Hannover Workshop, Germany.

Wald, L. 1999. Some terms of reference in data fusion. *IEEE Trans Geoscience and Remote Sensing*, 37(3), 1190-1193.

Wald, L. 2000. Quality of high resolution synthesized images: is there a simple criterion?," *Proceedings of the third conference "Fusion of Earth data: merging point measurements, raster maps and remotely sensed image*. 26-28, 2000, T Ranchin and L. Wald Editors, Nice: SEE/URISCA. 99-105.

Wald, L. 2002. *Data Fusion, Definition and Architectures: Fusion of Image of Different Spatial Resolution*. Paris: Le Presses de l'École des Mines.

Zhou, W. et al. 2002. A Universal Image Quality Index. *IEEE Signal Processing Letters*.

Zhou, J. 1998. A Wavelet Method to Merge Landsat TM and SPOT Panchromatic Data. *International Journal of Remote Sensing*, 19, 743-757.

Implementación en R de técnicas de fusión de imágenes

Pesántez Cobos, P.⁽¹⁾, Cánovas-García, F.^(2,3), Alonso-Sarría, F.⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Cuenca, Av. 12 de abril. Ciudadela Universitaria, Cuenca, Ecuador.
paul_pz@hotmail.com

⁽²⁾ Unidad Predepartamental de Ingeniería Civil, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII, 52,
Cartagena 30203, España. fulgencio.canovas@upct.es

⁽³⁾ Departamento de Geología y Minas e Ingeniería Civil, Universidad Técnica Particular de Loja,
San Cayetano Alto s/n, Loja, Ecuador.

⁽⁴⁾ Instituto Universitario de Agua y Medio Ambiente, Universidad de Murcia, Edificio D, Campus de Espinardo,
30100 Murcia, España. alonsarp@um.es

Resumen: En el campo de la teledetección existen diferentes métodos para integrar imágenes de diferente resolución espectral y espacial, con el fin de obtener imágenes fusionadas que potencien las capacidades que presentan separadamente. Estas técnicas han sido implementadas en su mayoría en software privativo, lo cual limita a los usuarios de software libre el acceso a estas herramientas geoinformáticas. Además, en el mundo académico existe una tendencia al uso de potentes programas (como MatLab o R) capaces de manipular de forma flexible capas ráster, como alternativa a los programas tradicionales de teledetección. El objetivo de esta investigación ha sido implementar en R (<https://cran.r-project.org>) tres técnicas de fusión de imágenes: *High Pass Filter*, Análisis de Componentes Principales y Gram-Schmidt; la aplicación de estas técnicas para fusionar imágenes multiespectrales y pancromáticas de dos plataformas satelitales (QuickBird e IKONOS); y la evaluación de los resultados mediante tres índices de calidad implementados también en R: Índice universal de calidad de la imagen e Índice ERGAS (espacial y espectral). Los resultados muestran en primera instancia que la aplicación de las técnicas de fusión tanto en R como en software privativo producen resultados equivalentes. Por otro lado, con este trabajo se pone a disposición de la comunidad de usuarios de software libre en teledetección tres algoritmos para la fusión de imágenes, su código fuente y la posibilidad de emplearlos de forma muy flexible en un potente software de análisis de datos con cada vez más funcionalidades de análisis espacial y de procesamiento de imágenes.

Palabras clave: Fusión de imágenes; Fusión High Pass Filter; Fusión por Análisis de Componentes Principales; Fusión Gram-Schmidt, índice universal de calidad de imagen, índice ERGAS, R project.

R Implementation of image fusion techniques

Abstract: Several methods have been used in remote sensing to integrate images of different spectral and spatial resolution in order to obtain fused images that enhance the capabilities that they present separately. Several of these techniques have been implemented mostly in proprietary software, which limits the access of free software users to such tools. There is a tendency in the academic world to use powerful programs (such as MatLab or R) capable of flexibly manipulate raster layers as an alternative to traditional remote sensing programs. The objective of this research has been the implementation in a powerful statistical free software, R (<https://cran.r-project.org>), of three image fusion techniques: *High Pass Filter*, *Principal Component Analysis* and *Gram-Schmidt*; the application of these techniques to merge multispectral and panchromatic images from two satellite platforms (*QuickBird* and *IKONOS*); and the evaluation of the results using two quality indices also implemented in R: *Universal index of image quality* and *ERGAS (spatial and spectral) index*. The results show how the application of fusion techniques in both R and in proprietary software produce equivalent results. On the other hand, this work makes available to the community of free software users in remote sensing three algorithms for image fusion, its source code and the possibility of using them in a very flexible way in powerful data analysis software with increasing spatial analysis and image processing functionalities.

Keywords: *Image fusion; High Pass Filter Fusion; Analysis of Principal Component Fusion; Gram-Schmidt Fusion, Universal index of image quality, ERGAS index, R project.*

1. INTRODUCCIÓN

La fusión de imágenes incluye el conjunto de técnicas que combinan imágenes de diferente resolución espacial, o que posean distinto tipo de información, para generar nuevas imágenes (Liu y Manson, 2009) que permitan mejorar la interpretabilidad de los datos facilitando la discriminación de ciertas categorías, o demostrando la solidez de un determinado método de análisis (Chuvieco Salinero, 2010).

Más del 70% de las plataformas de observación terrestre están equipadas con sensores pancromáticos y multiespectrales (Zhang, 2004; Zhang y Mishra, 2012), lo que evidencia la complementariedad de estos dos conjuntos de datos.

La forma de evaluar de manera efectiva la calidad de la fusión de imágenes, ha sido un desafío entre los investigadores y usuarios de estos productos. Los

enfoques generalmente utilizados tienden a centrarse en dos categorías principales de evaluación (Zhang, 2008):

- Enfoques cualitativos: implican la comparación visual del color entre la imagen original multiespectral y la imagen fusionada por un lado, y del detalle espacial o nitidez entre la imagen pancromática y la imagen fusionada, por otro.
- Enfoques cuantitativos: implican el cálculo de un conjunto de indicadores de calidad para medir las similitudes espectrales y espaciales entre la imagen fusionada y la imagen multiespectral original y/o imagen pancromática.

Como objetivos de este trabajo se proponen:

- Programar tres algoritmos de fusión de imágenes: *High Pass Filter* (HPF), Análisis de Componentes Principales (PCA) y Gram-Schmidt (GS), como funciones de R (<https://cran.r-project.org>).
- Programar tres algoritmos para obtener sendos índices de calidad de la imagen fusionada: índice universal de calidad de la imagen (Q) e índice ERGAS (*erreur relative globale adimensionnelle de synthèse*) espectral y espacial, también como funciones de R.
- Aplicar los algoritmos en imágenes de dos tipos de sensores satelitales: IKONOS y QuickBird.
- Comparar los resultados de la aplicación de las técnicas de fusión implementadas para determinar cual ofrece mejores resultados en las imágenes analizadas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Sensores remotos, plataformas de teledetección e imágenes empleadas

En el presente trabajo se han utilizado imágenes procedentes de dos satélites. El primero de ellos, QuickBird, cuyos detalles técnicos se pueden consultar en DigitalGlobe (2013a), incorpora dos cámaras: una pancromática y otra multiespectral con aproximadamente 0,61 m y 2,5 m de resolución espacial respectivamente. La imagen empleada tiene una extensión de 4,63 km² y cubre parte del límite urbano de la ciudad de Azogues (Ecuador). El tamaño de la imagen pancromática es de 5677 filas por 2267 columnas.

IKONOS es un satélite comercial de observación terrestre lanzado en 1999 (DigitalGlobe, 2013b). El sensor pancromático cuenta con una resolución de un metro y el multiespectral de 4 m. La imagen empleada cubre la parte oeste de la ciudad de Cuenca (Ecuador) y varias parroquias rurales. El tamaño de la imagen pancromática utilizada es de 12217 filas por 10599 columnas, cubriendo una superficie de 129,49 km².

2.2. Métodos de fusión de imágenes implementados

La técnica de fusión HPF pertenece al grupo de técnicas de fusión en el dominio espacial. Fue introducida por Schowengerdt (1980) como una técnica de reconstrucción y compresión de datos.

El algoritmo de fusión PCA se considera como una técnica de sustitución de componentes. Implica una transformación lineal de las bandas multiespectrales, la sustitución de una variable en el espacio transformado, y la transformación inversa al espacio original (Shettigara, 1992).

El algoritmo GS también es considerado un método de sustitución de componentes (Aiazzi *et al.*, 2006). Fue patentado por Eastman Kodak (Laben y Brower, 2000) y se basa en el algoritmo de Gram-Schmidt. Para el caso de imágenes, cada banda corresponde a un vector de alta dimensión (igual al número de píxeles de la imagen), los cuales van rotando para producir un nuevo conjunto de vectores no correlacionados (Maurer, 2013).

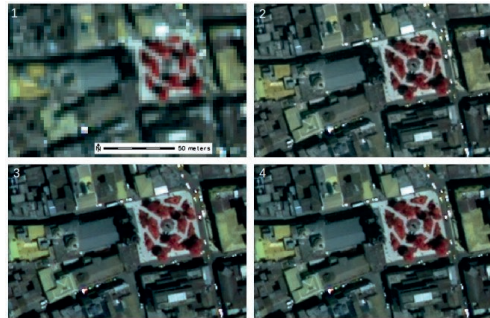


Figura 1. Recorte de la imagen QuickBird. Imagen original (1); fusión con HPF (2); fusión con PCA (3) y fusión con GS (4).

2.3. Métodos para evaluación de la fusión de imágenes

Se ha realizado una comparación visual entre las imágenes originales y fusionadas. Aunque existen diferentes criterios dentro del análisis visual (European Commission, 1997), esta investigación toma en cuenta criterios espectrales y criterios espaciales. Como criterios espectrales han sido considerados el brillo y la existencia de colores anómalos. Como criterios espaciales se ha considerado la nitidez en los bordes, el realismo en la textura de los objetos y la existencia de texturas veteadas. Se ha elaborado un mosaico por cada imagen empleada (Figuras 1 y 2), el cual contiene un recorte de la imagen en sus versiones original, fusión HPF, fusión PCA y fusión GS. A partir de estos mosaicos, y varios más que no se muestran aquí por motivos de espacio, se ha realizado una evaluación cualitativa (Tabla 1). La calidad de las imágenes ha sido valorada por una persona con suficientes conocimientos de procesamiento de imágenes, concretamente por un estudiante de un máster en Geomática.

La valoración cuantitativa, ha sido llevada a cabo mediante la implementación de dos algoritmos: el índice Q (Wang, 2002) y el Índice ERGAS espectral (Wald, 2000) y espacial (Lillo Saavedra *et al.*, 2005). El rango de Q es [-1,1]. El mejor valor es 1, valor que se daría si las dos imágenes fuesen idénticas. El valor

de ERGAS decrece cuando se incrementa la calidad del producto fusionado. Valores menores que 3, indican una buena calidad de la fusión (Wald, 2000, Ozdarici y Akyurek, 2011).

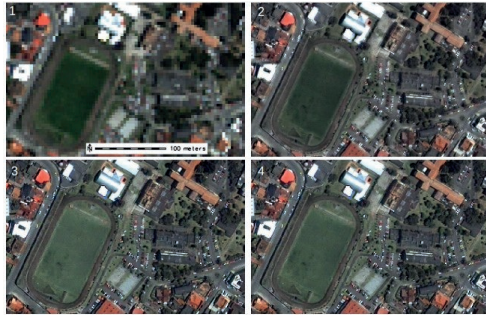


Figura 2. Recorte de la imagen IKONOS. Imagen original (1); fusión con HPF (2); fusión con PCA (3) y fusión con GS (4).

Tabla 1. Valoración cualitativa de las imágenes fusionadas con R según algunos criterios de interpretación visual en las figuras 1 y 2: 1=muy malo; 2=malo; 3=aceptable; 4=bueno; 5=muy bueno. C.:Criterios

Imagen	C. espectrales			C. espaciales		
	HPF	PCA	GS	HPF	PCA	GS
QuickBird	5	4	5	5	5	5
IKONOS	5	4	5	5	5	5

También se ha llevado a cabo una comparación de las imágenes fusionadas en R y en software privativo. La fusión HPF ha sido realizada con ERDAS Imagine 9.1, la fusión GS con ENVI 7.4, la fusión PCA en la imagen IKONOS con ENVI y, finalmente, la fusión PCA en la imagen QuickBird se ha procesado con ERDAS, ya que los resultados que arrojaba ENVI resultaban totalmente anómalos. Dado que en este caso las imágenes a comparar disponen de la misma resolución espacial, se ha procedido a su comparación usando solamente el Índice Q.

Tabla 2. Imagen QuickBird. Valoración cuantitativa de las imágenes fusionadas.

Banda	Q			ERGAS espectral			ERGAS espacial		
	HPF	PCA	GS	HPF	PCA	GS	HPF	PCA	GS
1	0,92	0,87	0,89	3,12	3,86	3,59	3,84	2,76	3,14
2	0,93	0,86	0,87	3,51	4,55	4,25	3,78	2,18	2,73
3	0,92	0,86	0,89	4,46	5,68	5,30	4,75	3,27	3,94
4	0,93	0,96	0,96	3,10	2,27	2,55	4,35	6,20	5,87
Global	0,92	0,89	0,91	3,59	4,27	4,05	4,22	3,92	4,10

3. RESULTADOS

Con respecto a la evaluación cualitativa, las imágenes fusionadas muestran una mejora importante de cara a una interpretación visual (Figuras 1 y 2). En este sentido las dos imágenes fusionadas obtienen resultados similares (Tabla 1).

La evaluación cuantitativa ofrece buenos resultados para los tres métodos de fusión (Tablas 2 y 3). Muestra en primera instancia una correlación entre el Índice Q y el índice ERGAS espectral.

Tabla 3. Imagen IKONOS. Valoración cuantitativa de las imágenes fusionadas con R.

Banda	Q			ERGAS espectral			ERGAS espacial		
	HPF	PCA	GS	HPF	PCA	GS	HPF	PCA	GS
1	0,92	0,84	0,87	5,76	7,34	6,92	8,49	6,00	6,62
2	0,93	0,83	0,86	4,06	5,37	5,11	5,43	3,37	3,74
3	0,92	0,85	0,88	3,40	4,18	3,94	5,26	3,95	4,19
4	0,93	0,96	0,96	3,13	2,21	2,52	4,49	6,28	6,06
Global	0,92	0,87	0,89	4,21	5,12	4,89	6,11	5,06	5,29

En cuanto al Índice ERGAS espacial, la fusión PCA presenta una buena calificación para las imágenes analizadas, seguida de cerca por la fusión GS.

Por otra parte, es interesante anotar que mientras en la evaluación de componentes espectrales, la fusión HPF tiende a presentar mejores resultados y la fusión PCA los peores, en cuanto a los componentes espaciales sucede lo contrario. Situación similar puede observarse en la investigación de Lillo Saavedra et al., (2005).

Los resultados de comparar las imágenes fusionadas en R y en software privativo mediante el índice Q (Tabla 4), muestran una fidelidad bastante marcada para las tres metodologías de fusión. Casi todas las comparaciones ofrecen resultados sobre el valor de 0,98, llegando en algunos casos a 1. La excepción se da en la imagen IKONOS, fusión PCA. De todas formas, los valores obtenidos no dejan de ser muy altos.

Tabla 4. Comparación de las imágenes fusionadas en R y software privativo mediante el índice Q.

Banda	QuickBird			IKONOS		
	HPF	PCA	GS	HPF	PCA	GS
1	1,0	0,99	0,99	1,0	0,95	0,99
2	1,0	1,0	1,0	1,0	0,96	0,99
3	1,0	1,0	1,0	1,0	0,97	0,98
4	1,0	0,99	0,99	1,0	0,99	0,98
Global	1,0	0,99	0,99	1,0	0,97	0,98

Los autores no han encontrado en la literatura de fusión de imágenes estudios que comparen los resultados de la aplicación de una misma metodología de fusión de imágenes en diferentes programas SIG.

4. CONCLUSIONES

En las imágenes fusionadas con los algoritmos implementados en R no se han encontrado resultados anómalos, situación que sí se ha encontrado en menor grado y para casos específicos con la aplicación de otros programas.

Una comparación visual de las imágenes fusionadas en relación con las imágenes originales, muestra la utilidad de aplicar metodologías de fusión de imágenes como las implementadas en este trabajo.

La valoración cualitativa de los resultados no siempre concuerda con una evaluación cuantitativa. Por tanto, cada uno de estos enfoques puede aportar importantes criterios de análisis y deberían ser considerados en una forma complementaria al momento de evaluar la calidad de la fusión de imágenes.

El Índice universal de calidad de imagen ofrece una valoración más alta a la fusión HPF.

Es importante tener un buen entendimiento de los principios implicados en los distintos métodos de fusión de imágenes -sus ventajas y limitaciones-, así como un buen conocimiento de las características de los datos que van a integrarse en los procesos de fusión, con el fin de tomar las precauciones necesarias al momento de seleccionar una metodología de fusión de imágenes que permita la obtención de resultados confiables.

Lo propio podría decirse para el proceso de evaluación, el cual requiere ser aplicado con precaución ya que pueden presentarse importantes desacuerdos al aplicar una u otra metodología.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es parcialmente resultado de un contrato posdoctoral con cargo al Programa Saavedra Fajardo (20023/SF/16) financiado por la Consejería de Educación y Universidades de la CARM, a través de la Fundación Séneca-Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia. La imagen QuickBird empleada en este trabajo ha sido facilitada por la Universidad de las Fuerzas Armadas (Ecuador). También se ha empleado el recorte de una imagen IKONOS de la ciudad de Cuenca, facilitada por la Universidad del Azuay (Ecuador).

6. BIBLIOGRAFÍA

- Aiazzi, B., Baronti, S., Selva, M., Alparone, L. 2006. Enhanced Gram-Schmidt Spectral Sharpening Based on Multivariate Regression of MS and Pan Data. *IEEE International Symposium on Geoscience and Remote Sensing*, Denver, CO, USA, 3806-3809.
- Chuvieco Salinero, E. 2010. *Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio*. Ariel.
- DigitalGlobe. (2013a). QuickBird, Data Sheet.
- DigitalGlobe. (2013b). IKONOS, Data Sheet.
- European Commission 1997. *Corine Land Cover. Technical Guide*, European Environment Agency.
- Laben, C., Brower, B. 2000. Process for Enhancing the Spatial Resolution of Multispectral Imagery Using Pan-Sharpener. *United States Patent 6,011,875*.
- Lillo-Saavedra, M., Gonzalo, C., Arquero, A., Martínez, E. 2005. Fusion of multispectral and panchromatic satellite sensor imagery based on tailored filtering in the Fourier domain. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 1263-1268.
- Liu, J., Mason, P. 2009. *Essential Image Processing and GIS for Remote Sensing*. WILEY-BLACKWELL.
- Maurer, T. 2013. How to Pan-Sharpen Images Using the Gram-Schmidt Pan-Sharpener Method - a Recipe. *ISPRS-International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XL-1/W1, 239-244.
- Ozdarici Ok, A., Akyurek, Z. 2011. Evaluation of Image Fusion Methods on Agricultural Lands. *Journal of Earth Science and Engineering*, 1, 107-113.
- Ranchin, T., Wald, L. 2000. Fusion of High Spatial and Spectral Resolution Images: the ARSIS Concept and its Implementation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66, 49-61.
- Schowengerdt, R. 1980. Reconstruction of Multispectral, Multispectral Image Data Using Spatial Frequency Content. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 46, 1325-1334.
- Shettigara, V. 1992. A Generalized Component Substitution Technique for Spatial Enhancement of Multispectral Images Using a Higher Resolution Data Set. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 58, 561-567.
- Wald, L. 2000. Quality of high resolution synthesised images: Is there a simple criterion? En: *Fusion of Earth data: merging point measurements, raster maps and remotely sensed images*, 99-103.
- Wang, Z., Bovik, A. 2002. A Universal Image Quality Index. *IEEE Signal Processing Letters*, 9, 81-84.
- Zhang, Y. 2004. Understanding image fusion. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70, 657-661.
- Zhang, Y. 2008. Methods for Image Fusion Quality Assessment - A Review, Comparison and Analysis. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XXXVII, 1101-1109.
- Zhang, Y., Mishra, R. K. 2012. A review and comparison of commercially available pan-sharpening techniques for high resolution satellite image fusion. *Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*, 182-185.

Clasificación de imágenes hiperespectrales mediante un índice de aproximación basado en supervoxels

Ortiz Toro, C. A. ⁽¹⁾, García Pedrero, A. ⁽¹⁾, Gonzalo Martín, C. ⁽¹⁾, Rodríguez-Esparragón, D. ⁽²⁾, Menasalvas Ruiz, E. ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Centro de Tecnología Biomédica (CTB), Universidad Politécnica de Madrid (UPM), Campus de Montegancedo, Pozuelo de Alarcón, 28223 Madrid, España.

ca.ortiz@upm.es, angel.garcia@ctb.upm.es, consuelo.gonzalo@upm.es, ernestina.menasalvas@upm.es

⁽²⁾ Instituto de Oceanografía y Cambio Global (IOCAG), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), Campus Universitario de Tafira, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, España. dionisio.rodriguez@ulpgc.es

Resumen: Este trabajo presenta una metodología para la clasificación de imágenes hiperespectrales en teledetección, basado en teoría de conjuntos aproximados (*Rough Sets*) y segmentación mediante supervoxeles. El algoritmo propuesto explota la relación espectral-espacial para la caracterización de conjuntos de píxeles a través de una extensión al cubo hiperespectral del concepto de índice de aproximación mediante el uso de supervoxeles.

Palabras clave: Clasificación, imagen hiperespectral, superpíxel, supervoxel, conjuntos aproximados.

Hyperspectral image classification based on roughness index and using supervoxels

Abstract: This work presents an algorithm for the classification of hyperspectral images in remote sensing, based on rough set theory and volume segmentation using supervoxels. The proposed algorithm exploits the spectral-spatial relationship for pixel characterization with an extension of the roughness index concept to the hyperspectral cube using supervoxels.

Keywords: Classification, hyperspectral imaging, superpixels, supervoxels, rough sets.

1. INTRODUCCIÓN

Las imágenes hiperespectrales presentan una alta capacidad para discriminar de forma precisa diferentes tipos de cubiertas presentes en un área a partir de la información espectral contenida en ella; sin embargo, el elevado número de bandas espectrales hacen que la clasificación de este tipo de imágenes sea, desde hace varias décadas, un importante reto en teledetección. Ha sido recientemente, cuando el abaratamiento y miniaturización de los sensores ha permitido mostrar el enorme potencial presente en este tipo de imágenes.

En general, la clasificación de imágenes hiperespectrales se basa en el uso efectivo de toda la información espectral asociada a cada píxel. Esta aproximación se ve limitada por la cantidad de muestras disponibles para el entrenamiento, no siempre suficientes, y el hecho de que estas muestras puedan no ser inequívocamente representativas de las clases a las que han sido asignadas, lo que resulta en fallos y un aspecto ruidoso general en la clasificación.

De cara a reducir estos problemas, han empezado a aparecer trabajos donde se propone la clasificación de imágenes hiperespectrales integrando la información espectral y espacial presente en estas imágenes (p.e. Zhang *et al.*, 2017).

En este trabajo, se propone una metodología de clasificación de imágenes hiperespectrales, que incluyen dos aspectos novedosos: (i) la extensión 3D del concepto de índice de aproximación basado en conjuntos aproximado y (ii) el uso de la relación espacial/espectral en escenas hiperespectrales mediante una segmentación previa del cubo hiperespectral.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Revisaremos primero los fundamentos del algoritmo de segmentación multiespectral en el que se basa este trabajo, centrándonos en las modificaciones realizadas para su extensión a imágenes hiperespectrales.

2.1. Segmentación de imágenes a color mediante índice de aproximación

Una de las técnicas más utilizadas para la segmentación de imágenes es la umbralización basada en el histograma, que parte de la premisa de que áreas homogéneas dentro una imagen suelen representar objetos, y esto se manifiesta como agrupaciones dentro del histograma de la imagen. Estos métodos se basan únicamente en los niveles de intensidad y no toman en cuenta posibles correlaciones espaciales. Sin embargo, en imágenes reales suele haber una fuerte asociación espectral entre píxeles vecinos.

El concepto de *histon* (Mohabey y Ray, 2000) se define como una adición sobre un histograma considerando un valor de similitud previamente definido entre un píxel y su entorno. Histograma e *histon* encapsulan la idea de segmentación de imagen por color desde la perspectiva teórica del concepto de conjuntos aproximados ("*rough sets*", Pawlak., 1992) correspondiendo el histograma a una aproximación inferior y el *histon* a una aproximación superior.

A partir de esta relación, se plantea (Mushrif, y Ray 2008) el concepto de índice de rugosidad ("*roughness index*") en conjuntos aproximados para segmentación de imágenes a color, definido como uno menos el cociente entre la aproximación inferior y superior. El índice de

rugosidad será elevado en regiones del histograma donde hay un mayor número de elementos con un color similar en comparación con el número de elementos que tienen el mismo color y bajo en caso contrario. Claramente, este índice será alto en regiones correspondientes a objetos y reducido en el límite entre estos, pudiéndose explotar esta propiedad para realizar la segmentación de imágenes por color de forma similar a como se hace usando únicamente histogramas.

2.2. Índice de aproximación para segmentación de cubos hiperespectrales basado en supervoxeles

La segmentación por índice de aproximación obtiene mejores resultados que métodos basados directamente en segmentación mediante histograma, pero presenta la limitación de estar basado en un pequeño vecindario de tamaño fijo, sin relación con la distribución de color presente en la imagen y en un valor prefijado como medida de similitud. Como resultado, tiende a enfatizar diferencias de color en regiones compactas antes que las asociadas a áreas alargadas, estrechas o representadas de forma difusa en la imagen.

En la adaptación del método de segmentación de imágenes a color a segmentación de imágenes multispectrales en teledetección (Ortiz et al., 2015), se planteó el uso de una segmentación mediante superpíxeles, específicamente utilizando el algoritmo SLIC, para la creación de un conjunto de vecindarios y para el cálculo del histon. SLIC es una versión del conocido algoritmo de las k-medias, limitada de forma espacial. Los superpíxeles generados por SLIC tienen un tamaño regular, están regularmente repartidos y se adhieren a las fronteras presentes en la imagen igual o mejor que otros métodos de generación de superpíxeles. El proceso para la generación de superpíxeles usando SLIC se puede adaptar fácilmente a un volumen tridimensional; esto es supervoxeles.

El uso de superpíxeles o su extensión a supervoxeles como vecindario, en lugar de una distancia predefinida, garantiza una relación espacial entre el píxel a comprobar y su entorno al calcular un histon, respetando áreas diferenciadas y fronteras en la imagen.

El uso de supervoxeles para segmentar un cubo hiperespectral reduce éste a un conjunto de volúmenes localmente homogéneos. Esto nos permite explotar adecuadamente la relación espacial/espectral presente en la imagen hiperespectral. Sea $V_s = \{V_{s1}, V_{s2}, \dots, V_{sNs}\}$ el conjunto de supervoxels resultado de una segmentación donde Ns es el número total de supervoxeles, $I(x,y,z)$ representa un voxel dentro del cubo hiperespectral, $I(x_{Vsj}, y_{Vsj}, z_{Vsj})$ el centroide del supervoxel V_{sj} y N_{pj} el número de voxels en dicho supervoxel. La función de similaridad $S(x,y,z)$ se define como:

$$s(x,y,z) = \begin{cases} 1 & \text{si } \forall d_n(x,y,z) < E \\ 0 & \text{o.e.o.c.} \end{cases} \quad (1)$$

$$d_n(x,y,z) = |I(x,y,z) - I(x_{Vsj}, y_{Vsj}, z_{Vsj})| \quad I(x,y,z) \in V_{sj}$$

$$E = \frac{1}{Ns} \sum_{j=1}^{Ns} \frac{1}{N_{pj}} \sum_{l \in V_{sj}} I(x,y,z)$$

siendo E la media de la desviación local dentro de cada supervoxel. La relación entre el histograma y el histon calculado a partir de estas expresiones nos da el índice de rugosidad asociado al cubo hiperespectral.

Cada uno de los máximos presentes en el índice de rugosidad calculado representa uno o varios volúmenes de intensidad uniforme dentro del cubo hiperespectral. La selección de los máximos considerados relevantes se ha basado en trabajos previos (Ortiz et al., 2015). Los segmentos finales se determinan a partir de los valores mínimos entre máximos adyacentes.

2.3. Metodología propuesta

La Figura 1 describe el método de clasificación propuesto. Este comprende las siguientes fases:

1. Se utilizan dos versiones del cubo hiperespectral; la escena original y, otro cubo definido por las tasas de cambio entre bandas espectrales para cada píxel.
2. De cara a maximizar las diferencias locales de intensidad, se ha aplicado a cada banda de cada una de las dos imágenes una función de contraste local basada en histograma. (CLAHE *Contrast-limited adaptive histogram equalization*) (Zuiderveld, 1994).
3. Se aplica entonces, el algoritmo de segmentación por índice de aproximación basado en supervoxeles a ambos cubos.
4. Para cada píxel se genera un vector de características concatenando los valores correspondientes de los dos cubos.

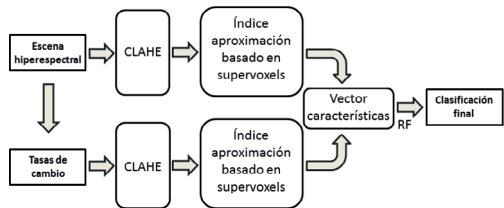


Figura 1. Esquema del método propuesto para la clasificación de imágenes hiperespectrales.

Es fácil que los vectores de características creados den como resultado grandes espacios dimensionales (el doble del número de bandas espectrales originales menos una). Teniendo esto en cuenta, se ha elegido *random forest* como método de clasificación, puesto que no solamente es considerado un método de clasificación notablemente preciso, sino que, al funcionar como un ensamblado promedio de múltiples modelos, ruidosos pero aproximadamente imparciales puede manejar grandes vectores de características sin necesidad de hacer un filtrado previo.

2.4. Validación

Para realizar la validación de la metodología propuesta se han utilizado 3 escenas hiperespectrales. Las dos primera, "Indian Pines" y "Salinas", han sido registradas usando el Airborne *Visible/Infrared Imaging Spectrometer* (AVIRIS) con una resolución espacial de 20 metros. Indian Pines tiene un tamaño de 145×145 píxeles y 220

bandas espectrales. Presenta 16 clases etiquetadas, la mayoría de ellas diferentes tipos de cultivos. La escena “Salinas”, parte del valle Salinas en California, tiene un tamaño de 512×217 píxeles y 224 bandas espectrales. En esta imagen hay también información etiquetada de 16 clases diferentes.

La tercera escena corresponde a una zona de la universidad de Pavia (imagen “PaviaU”), adquirida usando el *Reflective Optics System Imaging Spectrometer* (ROSIS). La imagen tiene un tamaño de 610×340 píxeles, está formada por 103 bandas espectrales con una resolución espacial de 1,3 metros y presenta información para 9 clases diferentes. Todas las escenas están a disposición del público.

Como conjunto de entrenamiento, para cada escena, se ha seleccionado aleatoriamente un 5% de la verdad terreno presente (con un mínimo de 5 muestras), dejando el resto como conjunto de validación.

3. RESULTADOS

En la Tabla 1 se muestran el valor kappa, el valor-F medio (OA) y el valor-F ponderado con el número de muestras por clase (AA) para las diferentes escenas usadas durante la validación del método propuesto. Se presentan así mismo estos valores para el método aplicado individualmente al cubo hiperespectral original y la pila representando la tasa de cambio entre bandas espectrales. Se incluye como referencia los resultados de clasificación obtenidos cuando el vector de características de cada píxel está definido por los valores espectrales de dicho píxel. Podemos ver como el método propuesto es significativamente mejor que la clasificación directa, comparable con métodos recientes también basados en explotar la relación espacial presente en una imagen hiperespectral, (p.ej. Zhang *et al.*, 2017; Ghamisi *et al.*, 2014). Destacamos también los buenos resultados obtenidos utilizando el método de clasificación de forma individual a la escena original y el cubo representando las tasas de cambio.

Un análisis más detallado de los resultados obtenidos para la escena “PaviaU”, se incluye en las Tablas 2 (matriz de confusión) y 3 (métricas de precisión por

Tabla 1. Valor kappa, valor-F medio (OA) y valor-F ponderado (AA) para las escenas de validación. Método propuesto (SMET), clasificación directa por random forest (RF) y el método aplicado a la escena original MET (1) y la tasa de cambio individualmente MET (2).

		RF	MET(1)	MET(2)	SMET
Indian pines	Kappa	0.68	0.914	0.918	0.927
	AA	0,711	0,925	0,928	0,937
	AO	0,694	0,909	0,873	0,933
PaviaU	Kappa	0.867	0.920	0.953	0.968
	AA	0,898	0,940	0,965	0,976
	AO	0,88	0,933	0,947	0,969
Salinas	Kappa	0.914	0.988	0.981	0.990
	AA	0,922	0,989	0,984	0,992
	AO	0,951	0,987	0,987	0,989

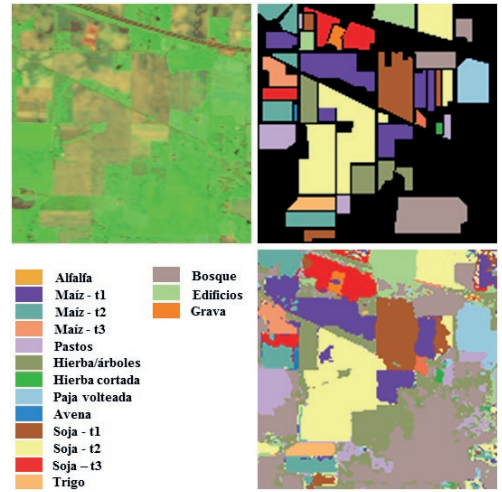


Figura 2. Escena “Indian Pines”. Falso color (banda 125 a rojo, 70 a verde y 30 a azul) (imagen superior izquierda). Verdad terreno (superior derecha) y resultados del método propuesto (inferior derecha).

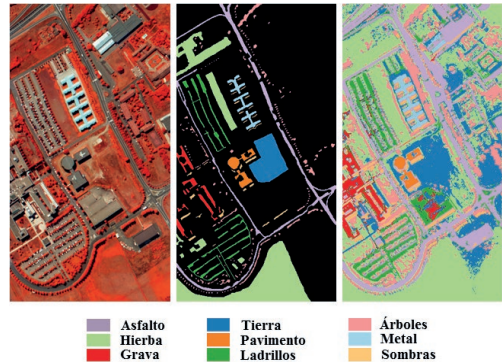


Figura 3. Escena “PaviaU”. Falso color (banda 80 a rojo, 28 a verde y 9 a azul) (imagen izquierda). Verdad terreno (centro) y resultados del método propuesto (derecha).

Tabla 2. Métricas de precisión por clase para la escena PaviaU Ratio de verdaderos positivos (TP), ratio de falsos positiva (TF), precisión, exhaustividad y valor-F.

	TP Ratio	FP Ratio	Prec.	Exhaust.	Valor-F
Asfalto	0,960	0,008	0,958	0,960	0,959
Hierba	0,998	0,010	0,987	0,998	0,993
Grava	0,960	0,003	0,946	0,960	0,953
Tierra	0,958	0,001	0,988	0,958	0,973
Pavimento	0,984	0,000	1,000	0,984	0,992
Ladrillo	0,982	0,001	0,994	0,982	0,988
Árboles	0,912	0,000	0,998	0,912	0,953
Metal	0,922	0,008	0,916	0,922	0,919
Sombras	1,000	0,000	0,999	1,000	0,999
Media ponderada	0,977	0,007	0,975	0,976	0,976

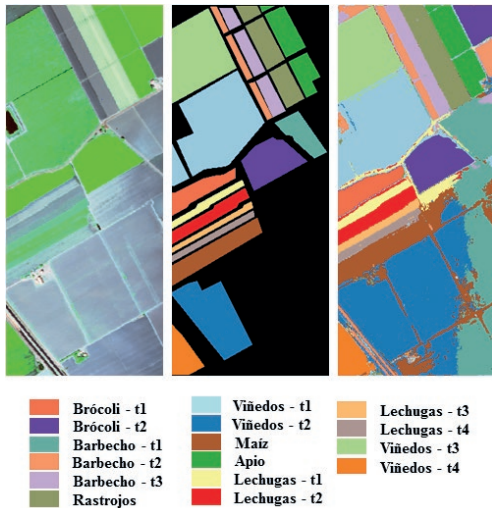


Figura 4. Escena “Salinas”. Falso color (banda 125 a rojo, 70 a verde y 30 a azul) (izquierda). Verdad terreno (centro) y resultados del método propuesto (derecha).

clase). En general, se puede ver como el método presenta un comportamiento homogéneo en todas sus clases. Una evaluación visual de los resultados, en las Figuras 2, 3 y 4, nos muestra como el método desarrollado produce áreas homogéneas, bien definidas concentrándose los fallos en las clases con muy poca representación en la imagen (ver Figura 1), lo que implica pocas muestras para el entrenamiento, y en las fronteras entre regiones, donde puede esperarse cierta ambigüedad. Resultados similares se obtienen con el resto de las escenas.

4. CONCLUSIONES

Presentamos en este trabajo un método para clasificación de imágenes hiperespectrales en teledetección. Este método parte de una segmentación por intensidad basada en una extensión al concepto de índice de aproximación utilizando supervoxeles.

El uso de supervoxeles como vecindario garantiza la relación de un píxel con su entorno a la hora de calcular

un índice de aproximación. Esto facilita explotar adecuadamente la relación espacial/espectral presente en una escena hiperespectral.

Al caracterizar cada píxel no solo con información del cubo hiperespectral sino también de una representación de los cambios entre bandas espectrales, la clasificación tiene no solo en cuenta la información de intensidad espectral sino también su tendencia.

Los resultados preliminares demuestran el potencial del método propuesto como herramienta para la clasificación de imágenes hiperespectrales.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del proyecto ARTEMISAT-2 (CTM2016-77733-R).

6. BIBLIOGRAFÍA

Ghamisi, P., Benediktsson, J.A., Ulfarsson, M.O. 2014. Spectral–Spatial Classification of Hyperspectral Images Based on Hidden Markov Random Fields, in *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 52(5), 2565–2574.

Mohabey, A., Ray, A. 2000. Rough set theory based segmentation of color images. In *Proceedings of 19th International Conference on Fuzzy Information Processing Society of the North American*, Atlanta, GA, USA, 13–15 July 2000.

Mushrif, M.M., Ray, A.K. 2008. Color image segmentation: Rough-set theoretic approach. *Pattern Recogn. Lett.*, 29, 483–493.

Pawlak, Z. 1992. *Rough Sets: Theoretical Aspects of Reasoning About Data*; Kluwer Academic Publishers: Norwell, MA, USA.

Ortiz Toro, C.A., Gonzalo Martín, C., García Pedrero, Á., Menasalvas Ruiz, E. 2015. Superpixel-Based Roughness Measure for Multispectral Satellite Image Segmentation. *Remote Sens.*, 7.

Zhang, S., Li, S., Fu, W., Fang, L. 2017. Multiscale Superpixel-Based Sparse Representation for Hyperspectral Image Classification. *Remote Sens.*, 9, 139

Zuiderveld, Karel. 1994. *Contrast Limited Adaptive Histogram Equalization*. Graphic Gems IV. San Diego: Academic Press Professional, 1994.

Tabla 3. Matriz de confusión para la escena “PaviaU” (a=Asfalto, b=Hierba, c=Grava, d=Tierra, e=Pavimento, f=Ladrillo, g=Árboles, h=Metal, i=Sombras).

	a	b	c	d	e	f	g	h	i
a	6050	9	15	0	0	6	2	217	0
b	0	17689	0	25	0	2	0	0	0
c	7	4	1914	0	0	8	0	61	0
d	0	110	0	2789	0	10	0	0	1
e	11	7	0	0	1257	0	0	2	0
f	0	74	0	10	0	4690	0	3	0
g	97	0	0	0	0	0	1152	14	0
h	152	26	95	0	0	1	0	3223	0
i	0	0	0	0	0	0	0	0	899



SECCIÓN 09

Vehículos no tripulados

Primeras experiencias en el uso de drones para aplicaciones de teledetección en el Grupo Tragsa: lecciones aprendidas

Checa Alonso, M. J.⁽¹⁾, Miguelsanz Muñoz, P.⁽¹⁾, Rejas Ayuga, J.⁽¹⁾, Escudero Barbero, R.⁽¹⁾,
Molina Blázquez, S.⁽¹⁾, Roldán Zamarrón, A.⁽²⁾

⁽¹⁾ Tecnologías y Servicios Agrarios, S.A., S.M.E., M.P.(Tragsatec), C/ Julián Camarillo 6B, Madrid, CP: 28037.
{mjca, pmsm, jray, reb, smb}@tragsa.es

⁽²⁾ Grupo Tragsa. Empresa de Transformación Agraria, S.A. Subdirección de Soporte Técnico e Innovación,
C/ Conde de Peñalver, 84, Madrid, CP: 28006. aroldan@tragsa.es

Resumen: Los drones o RPAS (*Remotely Piloted Aircraft Systems*) constituyen una herramienta idónea para el análisis de pequeñas superficies, debido a su flexibilidad operacional y versatilidad. Conscientes del gran potencial de esta tecnología, el Grupo Tragsa puso en marcha en 2015 el proyecto de innovación GT-RPAS 1517, con la finalidad de incorporarla de forma ordenada a las actividades del Grupo. Para ello se constituyó un grupo de expertos y se diseñaron y acometieron distintos ensayos en una serie de temáticas relevantes para el Grupo. Se han realizado diversos estudios piloto enfocados al seguimiento del estado de la vegetación, en áreas agrícolas y forestales, combinando imágenes de satélite y de RPAS y empleando técnicas de teledetección. Estos trabajos están teniendo continuidad en el marco de los proyectos europeos de I+D+i PLURIFOR-SUDOE (SOE1/P4/F0112) y DATABIO-H2020 (*grant agreement* No 732064). Las lecciones aprendidas están siendo trasladadas a guías metodológicas con los protocolos y procedimientos necesarios para una correcta ejecución de los trabajos, así como los controles de calidad para asegurar la homogeneidad y calidad de los resultados.

Palabras clave: RPAS / dron, integración multisensor, satélite, sanidad vegetal.

First experiences acquired by Tragsa Group using drones for remote sensing applications: Lessons learned

Abstract: *The drones, also known as RPAS (Remotely Piloted Aircraft Systems) stand as an ideal tool in small areas analysis, due to their operational conditions and versatility. In light of their great interest in a wide range of fields, in 2015 Tragsa group started an innovative project GTRPAS1517 which purpose is to steadily integrate RPAS in the activities carried out by Tragsa Group. In order to achieve this, pilot tests were performed in different fields of work. Several pilot studies were focused on the evolution of the vegetation activity, in both agricultural and forestry areas, using satellite and RPAS imagery which are processed with remote sensing techniques. These works have continuation within the European projects PLURIFOR-SUDOE and DATABIO-H2020. The lessons learned are being implemented in methodological guides. They are going to be taken into account with protocols and procedures for the right execution of the works and quality controls to guarantee the homogeneity and quality in the final results.*

Keywords: *RPAS/drone, multisensory integration, satellite, plant health.*

1. INTRODUCCIÓN

En el marco de I+D+i, el Grupo Tragsa ha organizado el Grupo de Trabajo RPAS (GT-RPAS) para la implantación ordenada de esta novedosa tecnología dentro de las distintas actividades de la empresa. Liderado por expertos en fotogrametría y teledetección, el GT-RPAS ha adquirido las primeras plataformas y formado a un equipo de pilotos, habilitándose como operador de RPAS a finales de 2015. Desde entonces, bien con medios propios, o a través de la red de colaboradores, el Grupo Tragsa ha realizado múltiples ensayos en distintas temáticas, colocando a la empresa en vanguardia en el uso de esta tecnología. Algunas aplicaciones RPAS, como las de topografía y fotogrametría ya están plenamente operativas, consiguiendo un gran ahorro de tiempo y costes, y reduciendo los riesgos personales, en especial en escenarios de acceso difícil o peligroso (fincas, acantilados, vertederos, etc).

Las aplicaciones RPAS que requieren el empleo de análisis de teledetección sobre datos multispectrales y térmicos se encuentran sin embargo en estado de desarrollo. Los primeros ensayos RPAS en este campo se realizaron dentro del Proyecto FORRISK (SOE3/P2/F523, Programa INTERREG IVB SUDOE) con el estudio de una masa forestal de *Pinus pinaster* afectada por *Armillaria*. Hasta la fecha se han realizado una serie de ensayos, en el marco de proyectos de I+D+i, centrados en la generación de mapas de vigor vegetal, como apoyo a la gestión y manejo de cultivos en regadío (Proyecto: Gestión eficiente en regadíos) y en la identificación y seguimiento de plagas, como apoyo a la gestión forestal. En el capítulo 3 se muestran algunos resultados de estos proyectos.

En la actualidad se siguen desarrollando metodologías dentro de los proyectos de I+D+i PLURIFOR-SUDOE (SOE1/P4/F0112) y DATABIO-H2020 (*grant agreement*

No 732064) donde los RPAS servirán para el desarrollo de metodologías orientadas al seguimiento fitosanitario de masas forestales afectadas por el nematodo del pino (*Bursapelenchus xylophilus*), la seca de la encina (*Phytophthora cinnamomi*) y el gorgojo del eucalipto (*Gonipterus scutellatus*).

El conjunto de lecciones aprendidas, en relación tanto a la operativa de manejo y mantenimiento de las plataformas como al procesado de las imágenes y obtención de productos derivados de calidad, se está trasladando a guías metodológicas e instrucciones de trabajo, lo que permite ir consolidando los logros y avances en la materia junto con el resto de socios e instituciones participantes en los proyectos de referencia.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Dentro del proyecto GT-RPAS1517, se adquirió una plataforma experimental para trabajos de teledetección en la que se han integrado tres sensores: una cámara fotográfica, una multispectral y una térmográfica. Tiene la gran ventaja de que en un solo vuelo, de forma simultánea, es posible obtener tres tipos de datos (fotografías aéreas, imágenes multispectrales y termográficas) con las mismas condiciones de captura (luminosidad, temperatura, humedad, viento, etc). Esto hace de ella una plataforma ideal para el desarrollo de metodologías basadas en teledetección que integren distintos tipos de datos (satélite, campo, laboratorio) y que requieren por ello condiciones controladas de captura. Este sistema ha permitido evaluar distintos productos de fotogrametría y de teledetección óptica y térmica. La integración de la plataforma fue realizada por FADA-CATEC.

2.1. Descripción de la plataforma experimental

Se eligió un sistema de aeronave de clase multirrotor, por su versatilidad y flexibilidad en la realización de vuelos: requiere de una pequeña superficie para las maniobras de despegue y aterrizaje, permite un fácil ajuste de la altura de vuelo y de la configuración de los solapes entre imágenes y ofrece mayores facilidades para la integración de distintos tipos de sensores. Como contrapartida, tiene la importante limitación de su escasa autonomía de vuelo (aproximadamente 10-15 minutos).

El multirrotor seleccionado fue un octocóptero, con una capacidad de carga de pago de hasta 5 kg, un bastidor de la marca DJI, modelo S1000, y autopiloto Pixhawk Autopilot System, de la marca 3DRobotics.

El programa para la planificación de vuelo y seguimiento de telemetría es *Mission Planner*, de libre distribución.

Para la estabilización de la cámara se optó por un posicionador (*gimbal*) de 3 ejes, capaz de acoger el conjunto de los tres sensores.

Las características de los sensores embarcados son:

- Cámara fotográfica SONY Alpha A5100, de 24,3 megapíxeles.
- Cámara multispectral Tetracam Micro Snap MCA6, con una resolución de 1,3 megapíxeles por canal y la siguiente configuración de bandas espectrales

estrechas (10 y 20 nm): 490 nm, 550 nm, 680 nm, 720 nm, 800 nm y 900 nm.

- Cámara termográfica FLIR A65, con capacidad radiométrica, sensibilidad térmica inferior a 50 mK a una temperatura ambiente de 30°C, rango espectral de 7,5 a 13 micrómetros y resolución de 640x512 píxeles.



Figura 1. Vista del conjunto de sistemas que conforman la plataforma experimental.

2.2. Flujo de trabajo

El flujo general de trabajo comprende cinco fases:

Planificación del vuelo.

Conlleva la caracterización del espacio aéreo en el que se prevé operar, comprobación de la previsión meteorológica y las condiciones en la zona de trabajo (accesibilidad a la zona, disponibilidad de espacio para las maniobras de vuelo y para ubicar la infraestructura necesaria: equipos auxiliares, generador, ordenadores, etcétera).

Los programas de planificación de vuelo disponibles para esta tarea permiten una planificación sencilla y rápida, atendiendo a las necesidades y objetivos de cada trabajo. La operativa con tres sensores obliga a planificar las misiones (nivel de vuelo y solapes) en función del sensor más restrictivo, en nuestro caso, la cámara multispectral.

Configuración y calibración de sensores.

Consiste en establecer el tiempo de exposición para las cámaras fotográfica y multispectral y en la adquisición de imágenes del panel de calibración para la corrección radiométrica de las imágenes multispectrales. Para los trabajos de teledetección es recomendable que los vuelos se realicen en el intervalo de las dos horas antes y después del mediodía solar y se tomen imágenes del panel de referencia cada 20-30 minutos. Para el cálculo de temperaturas mediante la cámara térmica se realizan medidas de la temperatura ambiente y de la humedad relativa.

Realización del vuelo

El vuelo puede realizarse en distintos modos, que requieren más o menos intervención del piloto. El modo de vuelo manual resulta útil en el caso de inspecciones, mientras que el modo de vuelo autónomo es el indicado para los trabajos de teledetección.

La operación con la plataforma experimental descrita requiere de la intervención de al menos dos personas, siendo recomendable una tercera para el control de los sensores durante la ejecución del vuelo.

Descarga y procesamiento inicial de los datos. Esta fase abarca la descarga del registro de vuelo, la generación del fichero de coordenadas con los fotocentros de las imágenes y la descarga e importación de éstas, utilizando los programas informáticos propios de cada sistema. Actualmente, es la fase más tediosa debido a que cada sensor requiere de un programa específico para el procesamiento inicial de los datos.

La importación y geotiquetado de las fotografías aéreas se realiza con *Mission Planner*, para las multispectrales con el programa *PixelWrench* y para la termográfica con un desarrollo específico bajo Linux.

Procesado de imágenes y generación de productos de teledetección

En el análisis de las imágenes se sigue el proceso habitual de los trabajos de teledetección. El programa utilizado para la ortorrectificación y la generación de ortomosaicos es el programa de fotogrametría Pix4D. Los productos obtenidos en esta fase son ortomosaico fotográfico y modelo digital de superficies, ortomosaico térmico en valores de temperatura y ortomosaicos multispectrales en niveles digitales. Una vez obtenidos los ortomosaicos multispectrales y termográficos, los primeros se pasan a valores de reflectividad utilizando las imágenes del panel de referencia y el segundo, se pasa a valores de temperatura utilizando el programa desarrollado a medida para esta tarea. Por último se realiza una validación de la calidad geométrica y radiométrica de los ortomosaicos obtenidos empleando la información de referencia disponible (ortofotos PNOA, imágenes de satélite o datos de campo).

Uno de los aspectos más importantes es verificar la bondad y coherencia de los resultados obtenidos en los índices de vegetación calculados con imágenes de satélite y datos de referencia recopilados en campo. Los índices contrastados en los distintos ensayos RPAS son los siguientes: NDVI (Rouse *et al.*, 1974), GNDVI (Gitelson *et al.*, 1996) y OSAVI (Huete, 1988) y de pigmentos, ARI (Gitelson *et al.*, 2001), NGRDI (Gitelson *et al.*, 2002) y TCARI (Haboudane *et al.*, 2002 y Meggio *et al.*, 2010)

3. RESULTADOS

3.1. Proyecto I+D+i OPTIREG 1316: Gestión eficiente de regadíos

Centrado en la optimización de la eficiencia energética e hídrica en la gestión del regadío.

A partir de las imágenes RPAS multispectrales se calcularon los índices de vegetación citados, con los derivados de una imagen Sentinel2 coetánea y en valores de reflectividad en superficie (BOA).

Los resultados obtenidos demuestran que los datos son coherentes entre sí, teniendo en cuenta las diferencias derivadas de la distinta posición y anchura de las bandas espectrales y resolución espacial. Los valores

de reflectividad medios de las bandas espectrales de Tetracam son más altos que los observados en Sentinel2. En el caso del índice de vegetación, NDVI de Tetracam (utilizado posteriormente para derivar el coeficiente de cultivo, Kcb y Kc), su valor es inferior para los cultivos con alta actividad vegetativa (maíz, remolacha y alfalfa) y muy similar para los valores más bajos, como las cubiertas vegetales secas (cereal de invierno) o los suelos desnudos (Figura 2).

Los datos térmicos, sólo se compararon de forma cualitativa. Las variaciones de temperatura de la superficie del terreno después de efectuarse un riego han permitido detectar los aspersores con un mal funcionamiento, demostrando su utilidad para la inspección de infraestructuras de riego.

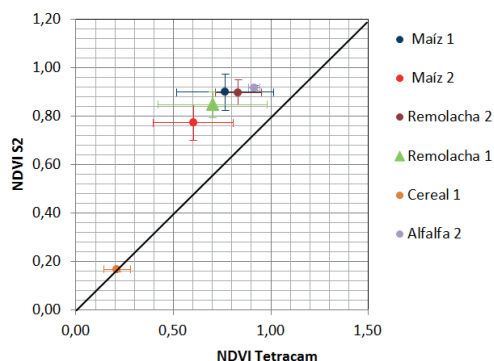


Figura 2. Comparación de los valores de NDVI derivados de Sentinel 2 y Tetracam.

3.2. Proyecto I+D+i GT-RPAS: Identificación de palmeras afectadas por “picudo rojo” (*Rhynchophorus ferrugineus*)

El objetivo de este ensayo fue evaluar el potencial de los datos adquiridos con plataformas RPAS en la detección de palmeras afectadas por picudo rojo en la localidad murciana de Abanilla. Se realizaron dos vuelos a diferentes alturas, 50 y 100 m.

Se parte de la premisa de que las palmeras afectadas por la plaga sufren un deterioro de su salud que se manifiesta en una pérdida de vigor vegetal, clorosis, estrés hídrico, etc.

La metodología general consistió en la extracción de las copas de los árboles (a partir del uso combinado de los índices de vegetación y el modelo digital de superficies), de las que se seleccionó sólo la parte del estípite, e identificación de los individuos de la muestra, para su posterior correlación con los datos de campo sobre presencia/ausencia de la plaga. La principal dificultad encontrada en este caso fue identificar correctamente las copas, debido a la complejidad de la estructura de la vegetación (disposición y geometría de las hojas, altura de las palmeras, marcos de plantación, etcétera).

Para el análisis de las imágenes multispectrales se calcularon los índices de vegetación citados anteriormente. El análisis de correlación de estos índices

con los datos de campo indica que no existen diferencias significativas entre las palmeras afectadas y sanas.

En el caso del térmico, los mejores resultados se obtuvieron con los datos procedentes del vuelo a 100 m, donde las palmeras afectadas presentaban una temperatura ligeramente superior (Figura 3).

Los resultados obtenidos, aunque no sean concluyentes, se consideran prometedores y requerirán de nuevos ensayos que permitan profundizar en el estudio, ampliando el número de fechas de imágenes, el tamaño de la muestra y medición de variables fisiológicas.

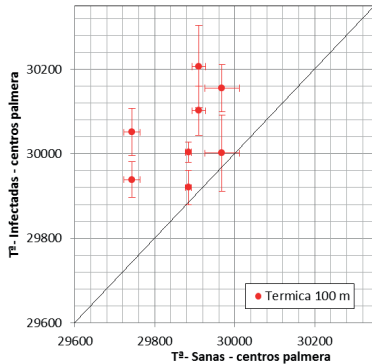


Figura 3. Comparación de los valores de Temperatura (x100) entre palmeras sanas e infectadas por picudo.

4. DISCUSIÓN

En relación al uso de estos sistemas, su alta disponibilidad proporciona al operador una gran autonomía para la adquisición de datos, sin embargo, hay que tener en cuenta las limitaciones de uso fijadas en la normativa vigente (a día de hoy, Ley 18/2014, de 15 de octubre) y los condicionantes propios de la operación de una aeronave (meteorología y medios e infraestructura necesarios).

En cuanto al procesado de los datos, existen todavía cuellos de botella derivados del estado de la técnica (datos originales no normalizados, con formatos propietarios, etcétera), aunque la especialización en el sector hace que cada vez haya una mayor oferta de soluciones *llave en mano*, optimizadas para distintos tipos de trabajo (fotogrametría, teledetección, inspección, etcétera) que minimizan los problemas derivados de la integración en la aeronave de los sensores, o de la compatibilidad de formatos y tipo de datos.

En los ensayos de teledetección comentados, se ha comprobado que los datos capturados con la plataforma experimental multisensor del Grupo Tragsa, son comparables y coherentes con imágenes de satélite de diverso tipo. Sin embargo, el uso operativo de esta tecnología requiere seguir desarrollando protocolos de trabajo, en el marco de proyectos de I+D+i, que aseguren la correcta ejecución de los trabajos y establezcan los controles de calidad necesarios para asegurar la homogeneidad y calidad de los resultados. Es, por tanto, una plataforma de captura de datos complementaria a los

satélites que facilita la escalabilidad de los protocolos de análisis de imágenes aplicados. Se trata asimismo de una plataforma muy eficaz para complementar y/o sustituir los muestreos de campo, según el caso, asegurando una buena sincronización entre la adquisición de imágenes de satélite y los datos de verdad terreno.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a todos los participantes en el GT-RPAS su dedicación e implicación en el proyecto.

6. BIBLIOGRAFÍA

Calderon, R., Montes-Borrego, M., Landa, B.B., Navas- Cortés, J.A., Zarco-Tejada, P.J. 2014. Detection of downy mildew of opium poppy using high-resolution multi-spectral and thermal imagery acquired with an unmanned aerial vehicle. Springer, *Precision Agriculture*, 15(6), 639-661, DOI: 10.1109/TGRS.2013.2287304

Del Pozo, S., Rodríguez-González, P., Hernández-López, D., Felipe-García, B. 2014. Vicarious Radiometric Calibration of a Multispectral Camera on Board an Unmanned Aerial System. *Remote Sensing*, 6, 1918-1937, DOI: 10.3390/rs6031918

Beck, P.S.A., Zarco-Tejada, P., Strobl, P., San Miguel, J. 2015. The feasibility of detecting trees affected by the Pine Wood Nematode using remote sensing. *JRC Technical Report, European Commission*. Report EUR 27290 EN. DOI: 10.2788/711975

Experiencias en la adquisición de imágenes para agricultura a empresas de drones españolas

Portero, C. ⁽¹⁾, Salas, P. ⁽¹⁾, Mercadal, M. ⁽¹⁾, Casterad, M. A. ⁽²⁾

⁽¹⁾ SONEA Ingeniería y Medio Ambiente, Parque Tecnológico WALQA. Ctra. Zaragoza N-330 km566, 22197 Cuarte, Huesca, España. info@soneaingenieria.com

⁽²⁾ Unidad de Suelos y Riegos (asociada a EEAD-CSIC), Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón, Avda. Montañana 930, Zaragoza, España. acasterad@aragon.es

Resumen: En los últimos años han proliferado en España operadores comerciales de drones que ofrecen sus servicios en agricultura. El presente estudio muestra diferentes problemas a los que los clientes pueden enfrentarse al utilizar los servicios de estas empresas comerciales emergentes. La experiencia en la contratación de diferentes vuelos en el marco de un proyecto I+D+i ha revelado que las empresas conocen perfectamente las plataformas y todo lo relacionado con el vuelo. Sin embargo, son pocas las que están familiarizadas con la agricultura y la teledetección o su conocimiento es limitado. Aunque algunas de las empresas que ofertan servicios de teledetección en agricultura carecen de los sensores apropiados, prácticamente todas disponen de cámaras RGB y bastantes de multispectrales, siendo escasas las que ofertan térmico. Predominan las empresas que utilizan sistemas y programas cerrados para la planificación del vuelo, captura y procesado de las imágenes, siendo muy complicado disponer de especificaciones sobre los modelos y metodologías concretas que siguen para su obtención o solicitar productos a la carta diferentes a los estándares. Actualmente en España los vuelos comerciales con drones son operativos para adquirir imágenes que permiten la interpretación visual, identificación del estado de los cultivos, zonificación, generación de mapas de vigor, etc. con los que dar soporte y recomendaciones agronómicas basadas en cuantificaciones relativas. Sin embargo, todavía son pocas las empresas que pueden ofrecer productos más especializados con calidad suficiente para su integración en modelos cuantitativos de estimación de variables agronómicas.

Palabras clave: Vehículos aéreos no tripulados, teledetección, agricultura, dron.

Experiences in images acquisition for agriculture to Spanish drone companies

Abstract: *In the last years, the number of commercial drone operators that offer services to the agriculture sector have increased significantly in Spain. The present study shows the different problems that customers can face when using the services of these emergent commercial companies. The flight hiring experience, into a research, development and innovation project, has showed that companies have a good knowledge about platforms and everything related with programming flights. However, few companies are familiarized with agriculture and remote sensing or their knowledge is limited. Although some of these companies lack of appropriate sensors to offer remote sensing services in agriculture, all of them offer RGB cameras, most of them multispectral cameras, and only few companies offering thermal images. Most of the companies use closed systems and programs for flight planning, image capture and processing. Therefore it is difficult to the customer to obtain specifications about the models and specific methodologies used to produce the images and to request on-demand products different from the standard offered by the companies. Currently in Spain, commercial flights with drones are operative to acquire images for visual interpretation, crop status identification, zoning areas, obtain vigor maps, etc. to give support and agronomic recommendations based on relative measurability. However, there are still few companies offering more specialized products with sufficient quality for their integration in quantitative models of agronomical variables estimation.*

Keywords: *Unmanned aerial vehicles, remote sensing, agriculture, drone.*

1. DRONES Y AGRICULTURA

Los drones han irrumpido con fuerza en nuestro mundo. Las empresas que ofertan servicios basados en esta tecnología se han multiplicado en los últimos años encontrando en la agricultura un nicho con gran potencial para su aplicación. (Huang *et al.*, 2013; Shahbazi *et al.*, 2014). En la agricultura de precisión, donde se busca identificar las variaciones en la parcela para realizar un manejo espacial diferencial de la misma, es donde los drones han suscitado gran interés y más se están aplicando (Zhang y Kovacs, 2012, Shahbazi *et al.*,

2014). Las expectativas generadas inicialmente en torno a los drones y su aplicación en agricultura fueron muy altas, si bien posteriormente se pasó a cuestionarse su uso y rentabilidad, generándose cierto sentimiento de decepción. Actualmente se está siendo más realista en cuanto a las expectativas y posibilidades de esta tecnología (Freeman *et al.*, 2015).

En España, muchos operadores comerciales de drones han comenzado a ofrecer sus servicios para aplicaciones agrícolas. La mayoría tienen experiencia en la adquisición de imágenes con cámaras convencionales o

de vídeo para reportajes fotográficos, pero son pocos los experimentados en captura de imágenes para aplicaciones en teledetección. Además, una vez adquiridas las imágenes se requiere experiencia para interpretarlas y tomar decisiones. La mayoría de los operadores carecen de este nivel de conocimiento o de las herramientas necesarias para ello (Freeman *et al.*, 2015).

Tanto para las empresas de servicios, usuarios particulares, así como en investigación, plantearse usar esta tecnología requiere conocer las prestaciones reales que actualmente se están ofreciendo. Por esto, se comparten a continuación experiencias en la contratación de diferentes vuelos a empresas españolas de drones para la adquisición de imágenes en el marco de un proyecto I+D+i desarrollado durante 2015-2016, en el que se persigue desarrollar productos y servicios en agricultura basados en imágenes aéreas. Se muestra algunos de los problemas o deficiencias encontrados, esperando ayuden a avanzar en la integración de esta prometedora tecnología en el agro español.

2. ¿QUÉ TECNOLOGÍA SE ESTÁ UTILIZANDO?

Las empresas de drones, conocedoras de la gran visibilidad que hoy día tienen a través de los nuevos canales de comunicación, ofertan en sus páginas web y redes sociales sus servicios, incluyendo aplicaciones en agricultura, aunque no todas disponen de los conocimientos y medios técnicos necesarios para ello. Una revisión de la información obtenida de la web y entrevistas con diferentes empresas españolas que ofertan vuelos con drones, ha revelado que gran parte de los operadores y empresarios conocen bien los aspectos relacionados con las plataformas y el vuelo, incluso disponen de carnet de piloto. Sin embargo, escasamente están familiarizados con la agricultura y la teledetección o tienen conocimientos limitados. Las empresas más punteras en este sector están incorporando poco a poco especialistas en teledetección y agricultura, ya sea en las propias empresas o trabajando en red con los mismos, para ofrecer servicios competitivos de calidad.

La tecnología que utilizan para la captura de imágenes es muy diversa, resultando difícil estandarizar y comparar precios. En cuanto a plataformas, tanto los multi-rotores como drones de ala fija son muy habituales. Casi todas las empresas disponen de cámaras RGB. Sin embargo, muchas de ellas, se han percatado de que para ser competitivas en agricultura deben dotarse también con sensores especializados como son las cámaras multispectrales o térmicas. Muchas empresas, sobre todo en los inicios de aplicación de drones a agricultura, han optado por crear sus propios sensores y configuraciones multispectrales donde, además de capturar información en la región del visible, incluyen información en la región del infrarrojo, sabedoras de su importancia para aplicaciones agrícolas. Otras, en cambio, han adquirido cámaras ya comercializadas, siendo las más habituales Tetracam Mini-MCA6, Micasense RedEdge, Parrot Sequoia.

En cuanto a los programas para el tratamiento de las imágenes y generación de los mosaicos, Pix4D es el más utilizado por las empresas, si bien es cierto que también está extendido el uso de eMotion, ATLAS, y Photoscan. La aparición en el mercado de equipos o paquetes completos que integran dron, sensores, sistemas de calibración y corrección de luminosidad, programas, etc., han propiciado su adquisición y uso. Estas nuevas tecnologías estandarizadas, con precios cada vez más asequibles, se están imponiendo poco a poco. No es el caso del térmico donde todavía son pocas las empresas que cuentan con estos sensores, debido a su precio y la complejidad técnica requerida para obtener imágenes operativas en agricultura. Flir y el sensor ThermoMAP-SenseFly son algunas de las cámaras térmicas usadas en teledetección aérea.

3. ¿QUÉ PRODUCTOS Y SERVICIOS SE OFERTAN?

Muchas de las empresas que ofertan servicios basados en plataformas aéreas ofrecen productos dirigidos a agricultura de precisión sin detallar en qué consisten y su utilidad. Habitualmente estos servicios se basan en un ortomosaico generado a partir de la tecnología que disponen, ya sea RGB o multispectral que incluye bandas en el infrarrojo próximo e incluso en el RedEdge. También es muy común los ortomosaicos de un índice de verdor, generalmente el NDVI, generados con sensores multispectrales. La solicitud de los productos intermedios, como ortofotos de las bandas por separado, nubes de puntos, fotogramas en bruto, etc. también es posible, y en ocasiones, el ortomosaico en valores de reflectancia. Los nuevos paquetes completos de dron-cámara y programa informático, van encaminados a obtener datos de reflectancia sin ofrecer información sobre la metodología de cálculo, para ofertar productos como mapas de verdor (NDVI) o recomendaciones agronómicas.

En relación a la resolución espacial, se pueden llegar a obtener tamaños de píxel menores de 2 cm en función de la tecnología utilizada. Las cámaras RGB y RGB modificadas son las que mayor resolución espacial permiten alcanzar, mientras que en las multispectrales esta resolución suele estar limitada, siendo su óptimo entre 8-10 cm/píxel. En cuanto a las plataformas, los drones de ala fija presentan una dificultad mayor a la hora de alcanzar precisiones de 2 a 4 cm debido a la velocidad mínima que se requiere para realizar el vuelo. La estabilidad y lentitud necesaria para alcanzar estos tamaños de píxel les proporcionan principalmente los multirrotores, comprometiendo la capacidad de poder cubrir cierta superficie con un único vuelo o incluso en un único día.

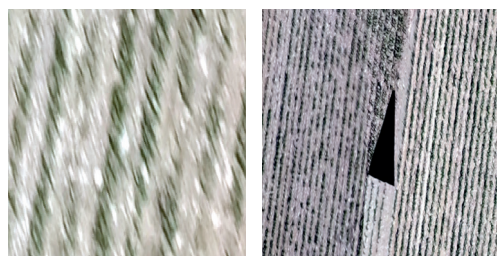
Respecto a la precisión de la georreferenciación con que se suministran los productos, suelen encontrarse precisiones en general suficientes para aplicaciones en agricultura. Existen empresas que ofrecen servicios RTK cuya precisión es centimétrica y que suelen usarse para estudios topográficos.

4. ¿QUÉ DEFICIENCIAS Y LIMITACIONES SE DETECTAN?

A lo largo de la ejecución del proyecto I+D+i mencionado se detectaron deficiencias en la calidad de los productos y servicios contratados, algunas de las cuales se muestran en la Figura 1. Estas deficiencias se debieron a problemas a lo largo de todo el proceso: desde la planificación del vuelo hasta la entrega del producto final. Se describen a continuación las más relevantes.

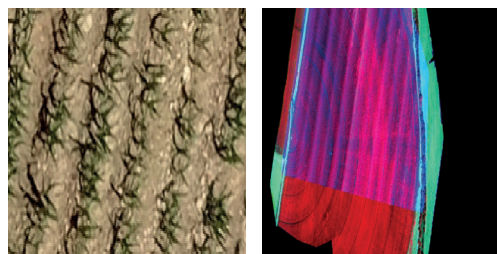
- *Toma de datos:*

Debido a la estacionalidad de los cultivos, la demanda de los servicios de drones se concentra en fechas muy concretas, en las que las empresas reciben varios encargos de vuelo. Este hecho, unido a limitaciones por condiciones meteorológicas adversas (presencia de nubes o viento) supuso que no siempre se consiguiera volar en la fecha más adecuada para cumplir los objetivos perseguidos. También se dieron limitaciones de operación por parte de las empresas al estar la máquina en mantenimiento o reparación. Todo esto, además del perjuicio que supone para el usuario, lleva a una pérdida de oportunidades de vuelo para las empresas.



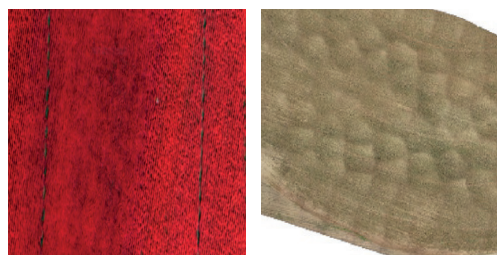
A. Desenfoques

B. Huecos en la imagen (falta de datos)



C. Imágenes no cenitales

D. Bandeado



E. Distorsiones

F. Falsas formas en la ortofoto

Figura 1. Algunos ejemplos de deficiencias encontradas en las imágenes suministradas por las empresas.

Una buena planificación del vuelo es un paso clave para unos buenos resultados. Debido a planificaciones inadecuadas se suministraron productos con falta de datos consecuencia de solapes insuficientes entre pasadas, e imágenes con un tamaño de píxel mayor al contratado.

Las medidas sobre un panel de referencia para el posterior calibrado radiométrico y conversión a reflectancias tampoco fueron, en ocasiones, las adecuadas. Se realizaron, por ejemplo, capturas con los paneles de calibración colocados sobre superficies altamente reflectoras, como cajas metálicas o techos de coches blancos cuyas propiedades reflectivas, diferentes a las del panel de referencia, afectan a las medidas realizadas sobre él.

- *Procesado de los datos:*

Se detectaron también deficiencias en el procesado de los datos, como por ejemplo productos mal georreferenciados o con problemas de bandeado. Así mismo, se identificaron en vuelos realizados por diferentes empresas incongruencias en los valores de reflectancia de las imágenes suministradas, sin obtener explicación al respecto por parte de la empresa proveedora de datos ni de los fabricantes de los sensores.

Se ha constatado que resulta muy complicado, y en muchos casos, imposible, disponer de especificaciones sobre los modelos y metodologías concretas que siguen las empresas en la obtención de los productos suministrados. Ello impide, tanto a los usuarios como a las empresas, mejorar y progresar cuando se detectan problemas.

Por último, señalar que sería recomendable reforzar el control de calidad de los procesos por parte de las empresas proveedoras de datos con el objetivo de evitar algunas entregas deficientes.

- *Entrega de los productos:*

Los tiempos de entrega de los productos cuestionan su validez para dar respuesta a las necesidades del sector agrícola, más teniendo en cuenta que posteriormente, en la mayor parte de las ocasiones, se requiere de un trabajo de análisis e interpretación de los datos. Esta demora en la entrega es debida en muchos casos al gran volumen de datos a procesar y a la falta de experiencia de las empresas en su procesado.

Se ha observado una carencia en la generación de metadatos que documente adecuadamente cada uno de los productos suministrados.

5. ALGUNAS REFLEXIONES

Las aplicaciones actuales de las imágenes obtenidas a partir de vuelos comerciales de drones pasan por la interpretación visual, identificación del estado del cultivo, zonificaciones y generación de mapas de vigor. Estas aplicaciones permiten al gestor agrícola realizar recomendaciones agronómicas basadas en cuantificaciones relativas. Todavía son pocas las empresas que pueden ofrecer productos más especializados con calidad suficiente para su integración en modelos cuantitativos de estimación de variables agronómicas.

La evolución en la calidad de los productos y servicios observada a lo largo de la duración del proyecto permite ser optimista. La mayor evolución se ha observado en la formación de los operadores de vuelo y técnicos de procesado, que se traduce en un mejor conocimiento de la tecnología, de sus aplicaciones y sus posibilidades.

La estandarización y automatización de los procedimientos para la obtención de imágenes y productos por parte de las empresas que ofrecen los servicios, junto con la adquisición de conocimientos básicos de agricultura y teledetección por parte de los operadores comerciales de drones, son pasos clave para que estos avances tecnológicos resulten prácticos y rentables para el sector agrícola.

Para evitar algunos de los problemas detectados y progresar, se recomienda a las empresas de UAV proveedoras de imágenes apostar por la formación y por la calidad de los servicios. Es clave efectuar una correcta gestión de tiempos (reacción, planificación y entrega) y realizar un exhaustivo control de calidad del producto antes de la entrega final al usuario. Esta calidad se alcanza siendo especialmente cuidadoso en aspectos relacionados con la planificación del vuelo, como por ejemplo la velocidad del vuelo y los solapes entre pasadas. Aspectos como velocidad del viento, nubosidad o condiciones de luminosidad se han de tener bajo control durante la ejecución del mismo.

A los usuarios de las imágenes que proveen estas empresas se les recomienda definir perfectamente las características de las imágenes y productos requeridos, siempre acorde con los objetivos del trabajo para los que se precisan, así como revisar y validar los productos entregados por las empresas proveedoras antes de su utilización.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte de actividades desarrolladas en el proyecto INNOVA-A1-077/15.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Freeman, P.K., Freeland, R.S. 2015. Agricultural UAVs in the U.S.: potential, policy, and hype. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 2, 35-43.
- Huang, Y., Thomson, S.J., Hoffmann, W.C., Lan, Y., Fritz, B.K. 2013. Developmnet and prospect of unmanned aerial vehicle technologies for agricultural production managment. *Int. J. Agric. & Biol. Eng.* 6(3), 1-10.
- Shahbazi, M., Théau, J., Menard, P. 2014. Recent applications of unmanned aerial imagery in natural resource management. *GIScience & Remote Sensing*, 51(4): 339-365.
- Zhang, Ch., Kovacs, J.M. 2012. The application of small unmanned aerial systems for precision agriculture: a review. *Precision Agric.*, 13, 693-712.

Espacialización del estrés biótico en los frailejones del Parque Natural Nacional Chingaza (Colombia) utilizando imágenes capturadas con un vehículo aéreo no tripulado

Sastoque, L. ⁽¹⁾, Gutiérrez, E. ⁽¹⁾, Upegui, E. ^(1,2)

⁽¹⁾ Universidad Distrital Francisco José De Caldas, Rama IEEEE, Capitulo GRSS.
ing.laura.sastoque@gmail.com, efgutierrez@correo.udistrital.edu.co

⁽²⁾ Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Grupo GEFEM. Carrera 7# 40B-53 C.P. 110231, Bogotá, Colombia.
esupegui@udistrital.edu.co

Resumen: Colombia alberga uno de los ecosistemas de alta montaña más importantes del mundo, el Páramo Natural Nacional Chingaza (PNNC) el cual aloja una especie endémica de flora llamada frailejón (*Espeletia Grandiflora*) que es indispensable para la conservación y almacenamiento del recurso agua. Según investigaciones de biólogos colombianos, debido al cambio climático, a mediados del año 2009 se evidenció el deceso de una considerable proporción en la población de frailejones debido a organismos fitopatógenos, fenómeno denominado *estrés biótico*. Esta investigación tiene por objeto espacializar el *estrés biótico* en una zona del PNNC equivalente a una hectárea. Las imágenes utilizadas en el proyecto fueron capturadas tanto con una cámara convencional (RGB verdadero color) como con una cámara modificada (para obtener un canal infrarrojo) utilizando como plataforma un vehículo aéreo no tripulado a la altura de 20 y 40 metros respectivamente. Paralelamente se realizó espectroradiometría en el terreno con el fin de caracterizar espectralmente los individuos que padecían estrés biótico de los que no. Utilizando el método de clasificación *Spectral Angle Mapper (SAM)* se pudo relacionar las firmas espectrales capturadas en campo con los niveles digitales de las imágenes, obteniendo un producto cartográfico que identifica y localiza los frailejones enfermos y los frailejones sanos. La validación de la clasificación obtuvo como resultado una precisión global de 95,96% y un coeficiente kappa de 0,77. Adicionalmente los resultados demostraron que la altura del vuelo no genera mayor impacto en los resultados, pero que el canal infrarrojo es determinante para la clasificación del estado fitosanitario del frailejón.

Palabras clave: Estrés Biótico, clasificación Espectral Angle Mapper, Frailejones, UAV, Chingaza.

Espacialization of biotic stress in the frailejones of the Chingaza National Natural Park (Colombia) using images captured with an unmanned aerial vehicle

Abstract: Colombia is home to one of the most important high mountain ecosystems in the world, the Chingaza National Natural Paramo (PNNC), which houses an endemic species of flora called *Espeletia Grandiflora*, which is indispensable for the conservation and storage of water resources. According to research by Colombian biologists, due to climate change, in the middle of 2009 the death of a considerable proportion in the population of frailejones was evidenced due to phytopathogenic organisms, a phenomenon called biotic stress. This research aims to spatialize the biotic stress in an area of the PNNC equivalent to one hectare. The images used in the project were captured with both a conventional camera (true color RGB) and a modified camera (to obtain an infrared channel) using an unmanned aerial vehicle at a height of 20 and 40 meters respectively. At the same time, spectroradiometry was performed in the field in order to spectrally characterize individuals suffering from biotic stress of those who did not. Using the *Spectral Angle Mapper (SAM)* classification method, it was possible to relate the spectral signatures captured in the field with the digital levels of the images, obtaining a cartographic product that identifies and locates sick frailejones and healthy frailejones. The validation of the classification resulted in an overall precision of 95.96% and a kappa coefficient of 0.77. Additionally, the results showed that flight height does not generate greater impact on the results, but that the infrared channel is determinant for the phytosanitary status classification of the frailejón.

Keywords: Biotic Stress, Spectral Angle Mapper classification, Frailejones, UAV, Chingaza.

1. INTRODUCCIÓN

El Parque Natural Chingaza está ubicado en la cordillera oriental de los andes, al noreste de Bogotá; se localizan aproximadamente entre los 3100 y 4700 msnm, haciendo presencia en los ecosistemas andinos de 5 países (Chávez, 2014). Salinas y su equipo (2013) hacen hincapié en el hecho que el páramo es un ecosistema supremamente sensible a los cambios climáticos y a la alteración del

uso del suelo. Estos fenómenos climatológicos están afectando a los frailejones, una de las especies más representativas e importantes del sistema de alta montaña, “como especie vegetal principal dentro del ecosistema de páramo, el frailejón (*Espeletia* sp.) hace parte de las especies estratégicas de interés ecológico” (Chávez, 2014). Cuando en las condiciones de las plantas se comienza a presentar un decaimiento en su vigorosidad

y salud, es donde frecuentemente se piensa en la posible acción foránea de algún agente, biótico o abiótico, el cual está comprometiendo y entorpeciendo el desarrollo biológico de la flora, así el estrés biótico es causado por la acción de otros seres vivos: animales, otras plantas (por competencia, alelopatía, entre otros), microorganismos (bacterias, hongos), y otros agentes fitopatógenos como los virus y viroides (Vidal, 2010).

Los vehículos aéreos no tripulados (UAV por sus siglas en inglés) se han desarrollado en los últimos años como una nueva plataforma versátil para la adquisición de imágenes remotas con multitud de aplicaciones en cartografía, termografía, agricultura de precisión (García y Gutierrez, 2015), entre otras. El análisis de imágenes multi-espectrales ha permitido la detección temprana de enfermedades y plagas en cultivos, mostrando así el estrés en la vegetación producido por la presencia de plagas y enfermedades, generando productos cartográficos diversos, que permiten detectar procesos en los cultivos en forma focalizada, así como dimensionar el problema y evaluarlo en forma puntual (Zhang et al., 2014).

El presente trabajo de investigación busca espacializar el estrés biótico que está afectando a los frailejones, permitiendo identificar y localizar el fenómeno, a partir del “uso de la tecnología de percepción remota, y la respuesta espectral sujeta a partir de imágenes de sensores remotos de la zona de estudio en el páramo” (Chávez, 2014). Adicional a las imágenes multi-espectrales capturadas desde una plataforma UAV dotada de una cámara modificada, se busca determinar las firmas espectrales de manera que se pueda caracterizar los individuos de acuerdo a la dicotomía de su estado (enfermo o sano) con ayuda de un espectroradiómetro.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El proyecto se desarrolla en tres fases que se ocupan desde la planeación del proyecto hasta el análisis y validación de los productos adquiridos y generados.

2.1. FASE 1: Adquisición de instrumentos y requerimientos de la información

En esta fase se realiza todo el proceso de documentación, búsqueda de información y trámites para la adquisición de los sistemas que se usan en el desarrollo del proyecto. Como zona de estudio se escogió una hectárea del Parque Nacional Natural Chingaza cuyo centro de coordenadas está ubicado en 4°44'52" Norte y 73°51'19" Oeste.



Figura 1. Localización de la zona de estudio

Para la toma de las imágenes se utiliza como plataforma un UAV TAROT 680 PRO, hexacóptero, con un peso de 3 kg, y un tiempo de vuelo de 20 minutos sobre un punto y 12 minutos recorriendo ruta. Como sensores se usan dos cámaras Canon A2300, una de ellas con una modificación, en donde se removió el filtro que limita el canal del rojo, para que esté se extendiera hasta a el infrarrojo cercano. Adicionalmente, se usa un espectroradiómetro HandHeld2° con el cual se toman las firmas espectrales de los especímenes afectados por el estrés biótico y los que no lo están. Para el posicionamiento de los datos satelitales se usan dos antenas receptoras de GNSS Gr-5, el cual cuenta con 216 canales de seguimiento universal y combina los tres sistemas de colocación GLONASS, Galileo y GPS.

2.2. FASE 2: Operativo

Esta fase tiene como objeto el desarrollo del trabajo en campo y oficina. La captura de firmas espectrales, la cual permite la discriminación de los frailejones afectados de los que no lo están; el proceso fotogramétrico, entre el cual se encuentra el levantamiento de puntos de control terrestre, la planeación y ejecución el vuelo y el ajuste fotogramétrico; y por último la obtención del ortofotomosaico de la zona de estudio y la aplicación de la clasificación a las imágenes.

2.2.1. Captura de las firmas espectrales

En un primer tiempo se hace la captura de las firmas espectrales para poder determinar cuál es el rango en el cual se puede discriminar la diferencia entre los frailejones que presentan estrés biótico (frailejón enfermo) y cuáles no (frailejón sano). La captura se realiza tres veces, la primera toma sin ninguna lente, la segunda toma con una lente de 7.5° de IFOV y la tercera toma con una lente de 1° de IFOV. Adicionalmente, la captura no se hace nadiral ya que los frailejones suelen ser muy altos, lo que impide la toma de información, por lo cual se hace inclinado, a un ángulo de aproximadamente 45°.

2.2.2. Proceso Fotogramétrico

Se planearon dos vuelos, ambos a 40 metros de altura, en el último con un sub-vuelo a 20 metros. Para el posicionamiento de la zona se ubican 5 puntos geodésicos, 4 localizados en las esquinas de la zona de estudio y el último en el centro para la validación del ajuste. El procesamiento fotogramétrico de los datos se realiza de manera automática con la ayuda del software Agisoft PhotoScan° el cual permite obtener los ortofotomosaicos.

2.2.3. Clasificación de imágenes

La información de las imágenes multispectrales se condensa en la clasificación, permitiendo obtener la cartografía y el inventario las categorías objeto de estudio (Chuvieco, 1990), para este caso frailejones sanos y frailejones enfermos. Las coberturas restantes se clasifican como otra vegetación. En la clasificación se distinguen tres etapas: i) definición de las categorías, ii) distribución de los píxeles de la imagen en cada categoría, iii) comprobación y verificación de los resultados. (Chuvieco, 1990). Lo anterior permite categorizar las

clasificaciones en supervisadas o no supervisadas, tomando como referencia la manera como se definen las categorías, con o sin intervención del operador, respectivamente. La distribución de los píxeles se hace basándose en esta simple suposición, que los patrones se clasifican de acuerdo con la pertenencia a la clase del prototipo o centro de agrupación más cercano usando el concepto de distancia. Por ejemplo, el clasificador *ISODATA* utiliza la distancia euclidiana como métrica para calcular la distancia, mientras que el clasificador de máxima verosimilitud usa las distancias transformadas o ponderadas (Sohn y Rebello, 2002). El uso del ángulo espectral como métrica para medir las “distancias angulares” permite igualmente la clasificación y agrupación de datos de imágenes multiespectrales (Sohn y Rebello, 2002) como es el caso de la clasificación *SAM* (*spectral angle mapper*).

2.3. FASE 3: Análisis y Validación

En esta fase se evalúan los resultados obtenidos de la fase anterior, generando un control de calidad tanto en la interpretación como en los análisis. De esta manera se garantiza la veracidad del producto cartográfico que espacializa los individuos sanos y enfermos dentro del área de estudio, validando así la metodología aplicada

3. RESULTADOS

3.1. Selección de las firmas espectrales

Se hace la captura de las firmas espectrales de 65 individuos, de los cuales se eliminan los datos atípicos y se mantienen en total 59 firmas espectrales agrupadas de acuerdo a la lente al que pertenezca (sin lente, lente 1°, lente 7,5°). Al agrupar las firmas espectrales por lente se hizo un análisis de los picos e intervalos para cada caso de acuerdo a la media obtenida en cada grupo de firmas (estado enfermo y sano), mostrando una buena discrepancia en cada conjunto de firmas (Figura 2) de acuerdo a la dicotomía en los rangos de longitud de onda (nanómetros, Nm) vs. nivel digital (Nd).

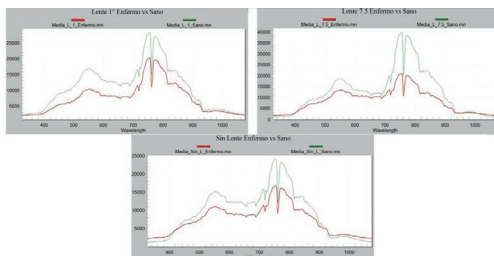


Figura 2. Media de las firmas para cada lente de acuerdo a el estado del frailejón (Enfermo -en color rojo- vs. Sano -en color verde). Izquierda arriba 1°, derecha arriba 7,5°, abajo sin lente.

Igualmente se realiza el procesado estadístico de las firmas espectrales hallando las medidas de tendencia y dispersión central (mediana y desviación estándar) de cada lente según el estado del frailejón. La Figura 3 muestra el contraste de las tres medidas (media, mediana

y desviación estándar) de los frailejones, tanto enfermos como sanos.

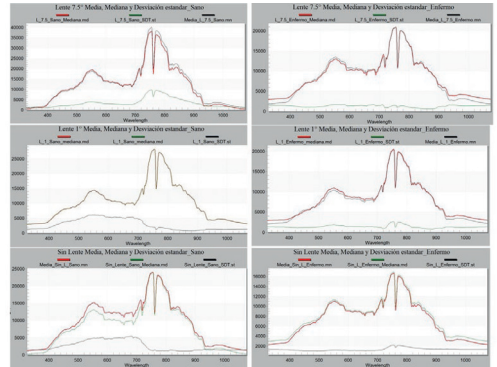


Figura 3. Medidas de tendencias y dispersión central de cada lente para el estado enfermo (lado izquierdo de las imágenes) y sano (lado derecho de las imágenes). Arriba lente de 7,5°, mitad lente de 1°, abajo sin lente.

Analizando las gráficas se observa que la mediana y la media tienden a coincidir en todos los casos, lo que significa que las firmas espectrales en todos los casos tienden a ser datos confiables.

3.2. Procesamiento fotogramétrico

Los vuelos fotogramétricos se realizaron el día 14 de agosto de 2016. El primer vuelo se realizó a las 7:40 de la mañana con una duración de 8 minutos 43 segundos y el segundo vuelo a las 9:45 am, con una duración de 7 minutos 25 segundos. La Figura 4 ilustra la distribución de los puntos de control en la zona de estudio.



Figura 4. Localización de los puntos de control en la zona de estudio.

La Figura 5 ilustra la verdad terreno (1ª columna) vs. la visualización en combinación verdadero color (2ª columna) y en falso color estándar (tercera columna).

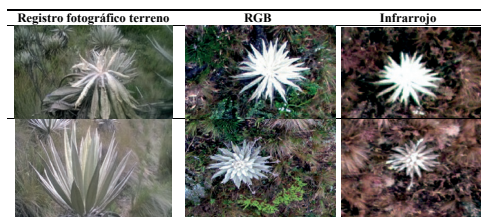


Figura 5. Arriba vista de frailejón enfermo. Abajo vista de frailejón sano.

3.3. Clasificación de imágenes

Se realizan tres clasificaciones (figura 6) por cada imagen multi-espectral que incluye la banda infrarroja (capturada con la cámara modificada).

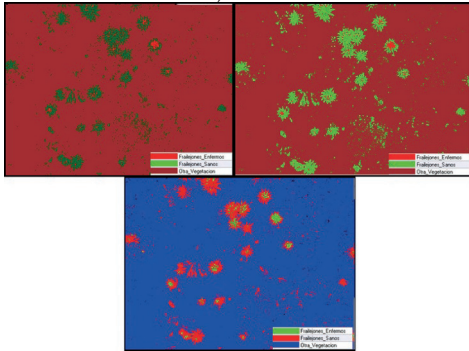


Figura 6. Arriba izquierda clasificación ISODATA. Arriba derecha Clasificación máxima verosimilitud. Abajo Clasificación SAM.

3.4. Validación de resultados

La Tabla 1 presenta el coeficiente Kappa y la precisión global de cada una de las clasificaciones. Treinta puntos en cada clasificación fueron usados para validar los resultados, identificando el tipo de frailejón por fotointerpretación. La clasificación de toda la zona de estudio aparece en la Figura 7.

Tabla 1. Validación de las clasificaciones.

Clasificación	Coeficiente	
	Kappa	Precisión Global
ISODATA	0,528	74,0%
Máxima verosimilitud	0,569	76,0%
SAM	0,772	95,96%

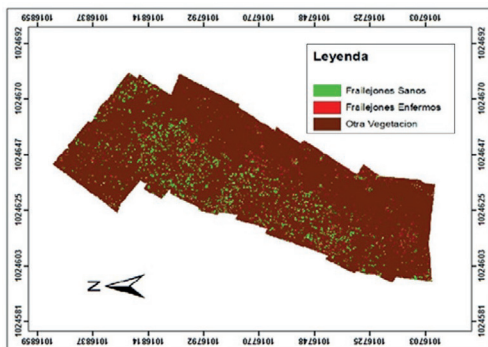


Figura 7. Espacialización del estrés biótico en los frailejones de la zona de estudio en el PNNC.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

En lo que respecta las firmas espectrales, se determinó estadísticamente que la mejor lente para caracterizar el fenómeno del estado fitosanitario de los frailejones es

el de 1° de IFOV, ya que, al restringir el mayor paso de luz, y tener un campo de visión menor, elimina las redundancias. Además, al analizar la firma espectral la media y mediana tiendan a dibujar una misma trayectoria y la desviación estándar tienda a cero, dando mayor confiabilidad a la información capturada.

En cuanto a las clasificaciones, el método de clasificación SAM utiliza la información capturada en campo con el espectroradiómetro para utilizarla en el cálculo de la distancia angular, métrica requerida para la distribución de los píxeles que conforman la imagen. Esta clasificación supervisada mejora ostensiblemente los resultados obtenidos con la clasificación supervisada de máxima verosimilitud y más aún de los resultados obtenidos con la clasificación no supervisada ISODATA, pasando así de una precisión global de 74% a 96,96%, y de un coeficiente kappa de 0,528 a 0,772, lo que muestra un acuerdo alto entre la clasificación y la verdad terreno teniendo en cuenta el azar. No obstante lo anterior, la clasificación SAM no es posible sin la caracterización espectral del objeto buscado, en este caso del estrés biótico.

Finalmente, los resultados obtenidos en el proyecto evidencian que el haber usado un sensor de bajo costo y multiespectralmente artesanal, donde es notable que la calidad de los ortofotomosaicos es media, no imposibilitó la determinación del estrés biótico de los frailejones en el PNNC. Lo anterior muestra la potencialidad de los UAV y los sensores no fotogramétricos para generar cartografía temática.

5. BIBLIOGRAFÍA

Chávez, M. (2014). *Metodología para identificar frailejón (Espeletia sp.) usando las características pictórico-morfológicas de imágenes de satélite para su patronamiento espectral*. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

Chuvieco, E. (1990). *Fundamentos de teledetección espacial*. Ediciones Rialp. Madrid.

García, M.D.P., Gutierrez, J.P. 2015. *Estudio de índices de vegetación a partir de imágenes aéreas tomadas desde UAS/RPAS a aplicaciones de estos a la agricultura de precisión*. Tesis de Máster. Universidad Complutense de Madrid.

Salinas, C., Fuentes, L., Hernández, L. 2013. Caracterización de los lepidópteros fitófagos asociados a la herbivoría de frailejones en la microcuenca de la quebrada Calostros del Parque Nacional Natural Chingaza. *Mutis*, 3(1), 22.

Sohn, Y. Rebello, S. 2002. Supervised and unsupervised spectral angle classifiers. *PE&RS*, 68(12), 1271-1280.

Vidal, A.M. 2010. *Respuestas fisiológicas de los cítricos sometidos a condiciones de estrés biótico y abiótico. Aspectos comunes y específicos*. TDX (Tesis Doctorals en Xarxa).

Zhang, C., Walters, D., Kovacs, J.M. 2014. Applications of Low Altitude Remote Sensing in Agriculture upon Farmers' Requests- A Case Study in Northeastern Ontario, Canada. *PLoS ONE*, 9(11).

Evaluación de modelos de elevación derivados de fotogrametría por aeronaves remotamente pilotadas para el cálculo de áreas de inundación en zonas urbanas: el caso de estudio de la ciudad costera de Riohacha (Caribe colombiano)

Escobar Villanueva, J. R. ⁽¹⁾, Iglesias Martínez, L. ⁽²⁾, Perez Montiel, H. I. ⁽¹⁾

⁽¹⁾Grupo de Investigación GISA, Facultad de Ingeniería. Universidad de La Guajira, km 5 vía a Maicao, Riohacha-Colombia. jrescobar@uniguajira.edu.co, jpemon@uniguajira.edu.co
⁽²⁾E.T.S.I. de Minas y Energía Universidad Politécnica de Madrid. Dept. Explotación de Recursos Minerales y Obras Subterráneas. C/ Ríos Rosas, 21. 28003. Madrid, España. luis.iglesias@upm.es

Resumen: Para la región latinoamericana se prevén eventos de precipitación cada vez más intensos y frecuentes, y consecuentemente, un aumento del riesgo local de inundaciones urbanas. El objetivo del presente trabajo fue la evaluación de modelos de digitales del terreno (MDT) y de superficies (MDS) derivados de fotogrametría digital de imágenes adquiridas por aeronaves remotamente pilotadas (RPA) con respecto a los derivados de un vuelo LiDAR aerotransportado. Fue empleada una herramienta de modelación espacial hidrológica en GRASS GIS (“r.lake.xy”) para el cálculo y visualización del área urbana y volumen inundado por cada modelo digital RPA y LiDAR. Los resultados mostraron una similitud razonable entre los modelos digitales de superficie, pero resultados opuestos son observados para los modelos digitales del terreno. Por lo tanto, se puede concluir que el RPA es una tecnología apropiada para el uso en estudios de inundaciones urbanas, pero restringido por las capacidades de computación y limitado a producir productos cartográficos para áreas pequeñas.

Palabras clave: RPA, LiDAR, MDT, Inundaciones urbanas, GRASS GIS.

Evaluation of elevation models created from photogrammetry by remotely piloted aircraft to calculate flooded area in urban catchments: Riohacha coastal city case study (Colombia)

Abstract: For Latin American region, increasingly heavy precipitation and more frequent events are expected to occur, and accordingly, an increase in local urban floods risk. The aim of this report were to evaluate Digital Terrain Model (DTM) and Digital Surface Models (MDS) derived from digital photogrammetry of images acquired by a remotely piloted aircraft (RPA) with respect to digital models derived from Airborne LiDAR data A GRASS GIS hydrological spatial modeling tool (“r.lake.xy”) was executed to calculate and visualize urban area and water volume flooded for digital models derived from RPA and LiDAR data. The results showed a reasonable likeness between the digital models obtained at surface level, but results are observed in opposite way when is evaluated at terrain level. It can therefore be concluded that the RPA is an appropriated technology for the use in urban flood studies, but restricted by computing capacities and limited to create cartographic products for small areas.

Keywords: RPA, LiDAR, DTM, Urban floods, GRASS GIS.

1. INTRODUCCIÓN

La determinación del área de inundación en zonas urbanas es de suma importancia en países en vías de desarrollo, si además existe una fuerte predisposición a eventos extremos de precipitación y altas tasas de crecimiento urbano no planificado (Hoyos *et al.*, 2013). Por ende, nuevas tecnologías emergentes y de bajo coste han de ser evaluadas desde el ámbito de su aplicabilidad. La irrupción de las Aeronaves Remotamente Pilotadas (RPAs) con cámaras métricas digitales, sus avances en robótica de autopiloto de vuelo, desarrollo de algoritmos de visión artificial y fotogrametría digital, han impactado drásticamente el clúster de desarrollo y aplicación de esta tecnología (Ofli *et al.*, 2016). En particular, han democratizado significativamente productos cartográficos para aplicaciones en ingeniería, urbanismo y estudios hidráulicos del territorio. Entre ellos destacar el modelo digital de superficie MDS (con artefactos: vegetación y construcciones), o del terreno

MDT, producto de un postproceso de clasificación y filtrado (solo terreno). Estos productos suponen una oportunidad para el análisis y acción local frente a inundaciones en regiones donde recursos económicos y acceso a información geoespacial de detalle son un limitante. Por tanto, es necesaria la investigación en aplicaciones de los RPAs (Scholtz *et al.*, 2011), justificada por la ausencia de trabajos a disposición de la comunidad científica para valorar sus ventajas y limitaciones (Shaad *et al.*, 2016). El objetivo del presente trabajo fue evaluar la eficacia de los modelos digitales derivados de RPA (ala fija) para el cálculo de inundaciones a escala de detalle en zonas urbanas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Caso de estudio

El área se encuentra en un ámbito periurbano de Riohacha, dentro de un sector altamente impactado

durante la ola invernal del fenómeno de la Niña 2010-2011 (Figura 1). Se escogió de toda el área, una subcuenca urbana de 32.2 ha (polígono rojo Figura 1), centrandlo el análisis en la “Celda 704” trazada en estudios locales de inundaciones (CREACUA., 2015). El RPA empleado (Figura 1), fue el modelo ala fija Ebee™ de SenseFly (2016). El RPA se voló parcialmente sobre la ciudad con los siguientes parámetros: 3 vuelos para completar 350 ha, a 300 m.s.n.m de altitud, 10 cm/píxel, 70 % de solapamiento y 5 puntos control (Error cuadrático medio RMSE = 0,081 m).



Figura 1. Ubicación (Riohacha, Caribe Colombiano) y RPA (Ebee SenseFly con sensor Canon S110).

Se tomó el evento histórico más extremo registrado durante las lluvias del 18 de septiembre de 2011. Este evento fue calculado para un tiempo de retorno (TR) de 84 años según el modelo hidráulico 1D/2D calibrado por Nardini y Mígués, (2016) para la zona.

2.2. Flujo de trabajo con el RPA

El flujo de trabajo ejecutado (Figura 2), fue una actividad de rigurosa planificación para una correcta ejecución del vuelo y obtención de productos de fotogrametría digital: nube densa de puntos, MDS y ortomosaico.

Las imágenes geocodificadas adquiridas por el RPA fueron procesadas por fotogrametría digital (Fonstad, et al., 2013). El software PIX4D (2017) fue empleado para la obtención de los productos bajo análisis del MDS_{RPA} y MDT_{RPA} . La obtención del MDT_{RPA} fue generada con el algoritmo automático de clasificación del terreno del software fotogramétrico utilizado. Por la gran cantidad de información adquirida, se procesaron las imágenes en un ordenador de altas prestaciones: Intel Core i7-6700HQ CPU @ 2.40 Ghz, 12 GB RAM.

2.3. Cálculo de la extensión de inundación

Fue utilizado el módulo de modelación espacial hidrológica “r.lake.xy” de GRASS Tools en QGIS. Esta función llena un MDE para una cota de agua determinada desde un punto especificado (punto del terreno más bajo de la subcuenca bajo estudio). Para representar las manchas de inundación se tomó el valor de 1,22 m de profundidad h para el TR de 84 años. Este valor es

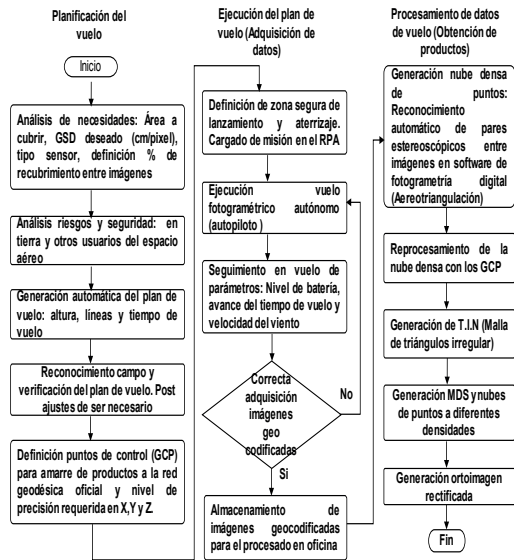


Figura 2. Flujo de trabajo con un RPA.

tomado de las salidas de simulación de profundidades del modelo hidráulico “MODCEL” calibrado y validado para toda la cuenca urbana (Nardini y Mígués., 2016).

2.4. Comparación de resultados

Se compararon los modelos digitales derivados del RPA (MDS_{RPA} y MDT_{RPA}) y de un vuelo LiDAR aerotransportado (MDS_{LIDAR} y MDT_{LIDAR}). Frente a los productos derivados del RPA, la información LiDAR se escoge como referente de comparación, asumiendo que no presenta variaciones significativas hasta la presente, y se justifica su elección por ser el estado del arte en tecnología geomática para estudio de inundaciones (Fewtrell, et al., 2011). Los datos LiDAR fueron corregidos altimétricamente para fines de modelación de inundaciones según Escobar et al., (2015). Se calcularon en SIG los histogramas de elevación y estadísticos descriptivos para ambos modelos obtenidos. Adicionalmente, se generaron mapas de diferencias de elevación con la calculadora ráster ($MDS_{LIDAR-RPA}$ y $MDT_{LIDAR-RPA}$). Consiguientemente se calculó el nivel de similitud entre los diferentes modelos digitales: Muy similares, medianamente similares y muy diferentes.

Se generó con “r.lake.xy” para cada modelo digital LiDAR y RPA: i) mapas de profundidad h (m) del evento histórico extremo y profundidad máxima, ii) cálculo del área (m²) y iii) volumen inundado (m³). Área y volumen calculados son tabulados para fines comparativos. Por último, se estimó el RMSE de una muestra de h de los modelos digitales LiDAR y RPA (n=30, Ecuación 1).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_{LIDAR} - h_{RPA})^2} \quad (1)$$

3. RESULTADOS

Los resultados del MDS obtenido del RPA comparado con respecto al LiDAR muestran similitudes razonables (Figura 3a). Los estadísticos descriptivos no evidencian diferencias significativas, salvo los valores de elevaciones mínimas que se aprecian notables.

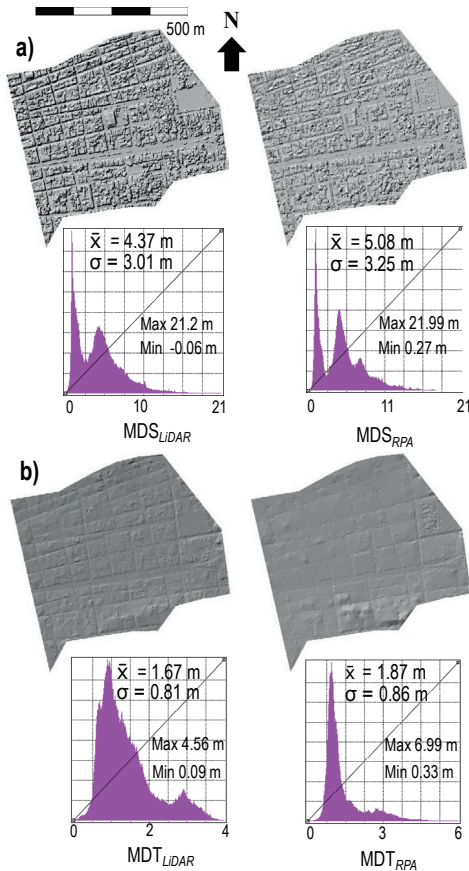


Figura 3. Comparación hillshade de los modelos digitales, histogramas y estadísticos descriptivos de elevación (media aritmética \bar{X} y desviación estándar σ) para: (a) MDS_{LiDAR} vs. MDS_{RPA} , y (b) MDT_{LiDAR} vs. MDT_{RPA} .

Resultados opuestos fueron encontrados cuando se compara los productos a nivel de MDT_{RPA} con respecto al MDT_{LiDAR} (Figura 3b); estadísticos e histogramas difieren marcadamente, sin embargo, la desviación estándar se sigue mostrando muy similar. Los resultados anteriores son confirmados por los mapas de diferencias de elevación entre los diferentes modelos digitales (Figura 4): el MDS_{RPA} con respecto al MDS_{LiDAR} son muy similares en la mayoría del área sometida a evaluación (Figura 4a), aunque con marcadas diferencias dispersas en menor proporción. Con respecto al MDT_{RPA} los resultados muestran que son moderadamente similares

con respecto al MDT_{LiDAR} (Figura 4b). Las similitudes se sostienen calculada la mancha de inundación del MDS_{RPA} con respecto al MDS_{LiDAR} (Figura 5a), salvo ciertas zonas donde muestran cambios por urbanismo. Contrariamente, la inundación calculada con el MDT_{RPA} es notablemente diferente comparado con el MDT_{LiDAR} (Figura 5b). Inclusive, alcanzado con diferencia los límites de la subcuenca urbana, lo que da idea de un sobredimensionamiento de la mancha de inundación por parte del algoritmo de generación del MDT_{RPA} .

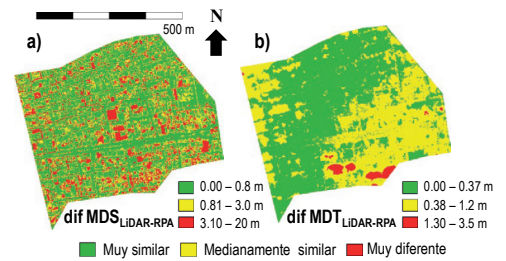


Figura 4. Mapas de diferencias entre los MDE_{RPA} con respecto al MDE_{LiDAR} : A nivel de $MDS_{LiDAR-RPA}$ (a) y $MDT_{LiDAR-RPA}$ (b).

Es de resaltar, que el MDS_{RPA} ocupa aproximadamente el mismo perímetro de inundación del MDT_{LiDAR} pese a diferencias en resolución espacial (1 m/píxel LiDAR, 10 cm/píxel RPA).

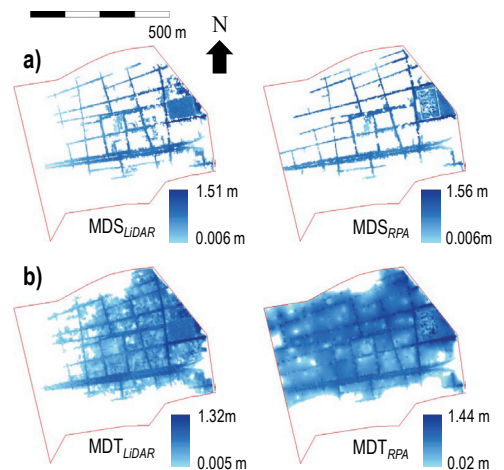


Figura 5. Mapas de inundación (TR 84 años) del RPA con respecto al LiDAR: A nivel de MDS (a) y MDT (b).

Los cálculos (Tabla 1) confirman los resultados de los mapas de inundación: El MDS_{RPA} presenta una tendencia similar respecto al MDS_{LiDAR} (2,6% diferencia en volumen), caso contrario, el MDT_{RPA} se sobredimensiona marcadamente con respecto MDT_{LiDAR} (41,2 % en vol.). El RMSE entre los modelos digitales RPA y LiDAR aunque altos (ver Tabla 1), no difieren marcadamente (15,4 %).

Tabla 1. Profundidad (h) Max, RMSE, área y volumen y costo relativo para los modelos digitales RPA y LiDAR.

modelos digitales	h Max (m)	h RMSE (n=30)	Area	
			inundada (m ²)	Volumen (m ³)
MDS _{RPA}	1,59	0,22	61722	30732
MDS _{LiDAR}	1,51		63194	31560
MDT _{RPA}	1,43	0,26	237634	118654
MDT _{LiDAR}	1,32		167871	69771

Costo (12 cm/píxel): RPA \$10/ha; LiDAR \$36/ha.
 *Estimativo (USD de 2016) para un proyecto de 2000 ha.

4. DISCUSIÓN

Los resultados en la zona urbana evaluada mostraron diferencias notables a nivel de MDT_{RPA}, causando una sobredimensión de la inundación al no considerar artefactos como los edificios que suponen un volumen considerable. Contrario a lo anterior, el MDS_{RPA} coincide en términos generales con el del MDS_{LiDAR}, pese a la amplia diferencia en resolución espacial, aunque con reducidas diferencias. Esto sugiere, que para la modelización de inundaciones en zonas urbanas sea empleado los MDS derivados a partir de imágenes del RPA, específicamente considerando solo construcciones y terreno (sin vegetación y ruido). Lo anterior plantea una etapa adicional al final del flujo de trabajo con RPAs, la clasificación y filtrado de artefactos de la nube de puntos cruda (edificaciones y vegetación). Por consiguiente, el uso y adaptación de los actuales algoritmos de clasificación de puntos LiDAR, suponen una oportunidad para mejorar los productos derivados de RPAs. Un aspecto a recalcar, son las diferencias entre los modelos digitales analizados que parecen ser constantes en función de desviación estándar y el RMSE. Por tanto, muy pertinente para posteriores mejoramientos de los modelos digitales del RPA a partir del modelado de errores de elevación y topografías de menor detalle.

5. CONCLUSIONES

El presente trabajo tuvo como objeto evaluar los modelos digitales derivados de fotogrametría de imágenes adquiridas por RPA (ala fija) versus información de LiDAR aerotransportado. Se comparó a nivel de MDS y MDT los mapas de inundación generados con una herramienta en GRASS GIS (r.lake.xy) de modelación espacial hidrológica para un evento histórico extremo. En conclusión, los modelos digitales del RPA son aceptables para la modelación hidráulica de inundaciones a nivel de superficie, es decir considerando edificaciones y terreno exclusivamente. Aunque con limitaciones de capacidades de cómputo y restricciones de escala que repercuten reduciendo el área efectiva a cubrir. Por otro lado, el flujo de trabajo para la obtención de productos cartográficos RPAs es confiable y muy competitiva en términos de costos, concluyéndose que se muestra como una solución factible para técnicos y científicos en estudios de detalle y gestión local con limitaciones de recursos financieros. Esto ha colocado en control todo el flujo de trabajo parte del técnico e investigador. Sin embargo, el desafío es completar flujo de trabajo con el optimizado del tratamiento semiautomático en la nube densa de puntos preliminar, superar las restricciones de

cobertura y normativas locales, y gestionar fácilmente cantidades ingentes de información digital.

6. AGRADECIMIENTOS

A la Fundación CREACUA, al Programa Formación del Alto Nivel de la U. de La Guajira y al proyecto UPM Banco-Santander COOP-XVI-13. Finalmente a ECOEXPLORA por la ejecución del vuelo RPA.

7. BIBLIOGRAFÍA

- CREACUA, F. 2015. *Proyecto: "Adaptación Urbana Verde"*; <http://modcelrhcdatos.wix.com/modcel-riohacha#!avance/cco> [Accessed 18 Apr. 2016].
- Escobar, J.R., Nardini, A., Martínez, L.I. 2015. Evaluación del uso de topografía LiDAR en el modelado de inundaciones urbanas con MODCEL©. Aplicación a la ciudad costera de Riohacha, La Guajira (Caribe Colombiano). *Actas XVI Congreso Asociación Española de Teledetección*. ISBN: 978-84-608-1726-0
- Fewtrell, T.J., Duncan, A., Sampson, C.C., Neal, J.C., Bates, P.D. 2011. Benchmarking urban flood models of varying complexity and scale using high resolution terrestrial LiDAR data. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(7), 281-291.
- Fonstad, M.A., Dietrich, J.T., Courville, B.C., Jensen, J.L., Carbonneau, P.E. 2013. Topographic structure from motion: a new development in photogrammetric measurement. *Earth Surface Processes and Landforms*, 38(4), 421-430.
- Hoyos, N., Escobar, J., Restrepo, J.C., Arango, A.M., Ortiz, J.C. 2013. Impact of the 2010–2011 La Niña phenomenon in Colombia, South America: the human toll of an extreme weather event. *Applied Geography*, 39, 16-25.
- Nardini, A., Gomes Miguez, M. 2016. An Integrated Plan to Sustainably Enable the City of Riohacha (Colombia) to Cope with Increasing Urban Flooding, while Improving Its Environmental Setting. *Sustainability*, 8(3), 198.
- Ofli, F., Meier, P., Imran, M., Castillo, C., Tuia, D., Rey, N., Joost, S. 2016. Combining human computing and machine learning to make sense of big (aerial) data for disaster response. *Big data*, 4(1), 47-59.
- PIX4D. 2017. *Manual-Support*. <https://support.pix4d.com/hc/en-us/sections/200591059-Manual#gsc.tab=0> [Accessed 7 Apr. 2017].
- Sensefly.com. 2017. *eBee: senseFly SA*. <https://www.sensefly.com/drones/ebee.html> [Accessed 31 Mar. 2017].
- Shaad, K., Ninsalam, Y., Padawangi, R., Burlando, P. 2016. Towards high resolution and cost-effective terrain mapping for urban hydrodynamic modelling in densely settled river-corridors. *Sustainable Cities and Society*, 20, 168-179.
- Scholtz, A., Kaschwich, C., Krüger, A., Kufieta, K., Schnetter, P., Wilkens, C. S., ... Vörsmann, P. 2011. Development of a new multi-purpose UAS for scientific application. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 38, 1.

Análisis de precisión de Modelos Digitales de Elevaciones y Orto-fotografía derivados de fotogrametría desde vehículos aéreos no tripulados (UAV)

García Hernández, J. ⁽¹⁾, Merino de Miguel, S. ⁽²⁾

⁽¹⁾ ETSI de Montes, Forestal y del Medio Natural (UPM), Ciudad Universitaria s/n Madrid 28040 España.
jorge.zgz.upm@gmail.com

⁽²⁾ ETSI de Montes, Forestal y del Medio Natural (UPM), Ciudad Universitaria s/n Madrid 28040 España.
silvia.merino@upm.es

Resumen: La evolución experimentada en los últimos años en el campo de los vehículos aéreos no tripulados (UAV), la miniaturización de sensores, y capacidad de procesamiento de equipos y software informático, permite la aplicación conjunta de dichas tecnologías en el desarrollo de productos que aúnan: gran rendimiento superficial, plazos de ejecución cortos y precisos, gran volumen de información con alta resolución, y bajo coste. Entre estos está alcanzando altas cotas de penetración la topografía de grandes superficies, ya que permite la planificación en fases previas de grandes proyectos en el medio rural como parques eólicos y vías de comunicación, así como la cubicación de canteras o valoración de catástrofes naturales. En el presente estudio se plantea como objetivo la valoración cualitativa de este tipo de productos, así como el establecimiento de una relación calidad/coste respecto de algunos procesos clave en el desarrollo de la técnica, que permita adecuar el producto a los requerimientos del proyecto. Para ello se han valorado estadísticamente los errores cometidos en planimetría y altimetría por los Modelos Digitales de Elevaciones (MDE) obtenidos, respecto a puntos de comprobación levantados mediante GPS con precisiones superiores a los 3 cm, y señalizados adecuadamente para su visualización en ortofotografías generadas. Estos errores se han valorado individualmente para MDE de superficies cercanas a las 600 ha, obtenidos con puntos de control colocados al tresbolillo en mallas de lado 400, 600, 800 y 1200 metros, siendo estos puntos indispensables para la corrección de MDE obtenidos por fotogrametría, y la cantidad necesaria de ellos crítica para el rendimiento de los trabajos de campo, y por tanto el coste del producto. Los trabajos han sido realizados conforme a la legislación vigente, así como con el rigor estadístico necesario, sentando una base científica para su planificación conforme a los requisitos establecidos por el proyecto, optimizando la relación calidad/costes.

Palabras clave: UAV, RPAS, MDE, Fotogrametría, Topografía.

Precision analysis of Digital Elevation Models and Ortho-photographs using photogrammetry from unmanned aerial vehicles (UAV)

Abstract: *The development of unmanned aerial vehicles (UAV), the miniaturization of sensors, and the processing capacity of computer equipment and software in recent years, allow the joint application of these technologies in the development of products that combine: High surface performance, short and accurate execution times, high volume of information with high resolution, and low cost. Among these, the topography of large areas is reaching high levels of penetration, since it allows the planning in previous phases of large projects in the rural environment as wind farms and communication routes, as well as the quarrying or assessment of natural catastrophes effects. The objective of this study is to assess the quality of these products, as well as to establish a quality / cost ratio for some key processes in the development of the technique, which allows the product to be adapted to the requirements of the project. In order to do so, we have statistically evaluated the errors made in planimetry and altimetry by the Digital Elevation Models (MDE) obtained, with respect to sample points raised by GPS with accuracies higher than 3cm, and properly signaled for visualization in generated orthophotographs. These errors have been individually evaluated for MDEs of surfaces close to 600ha, obtained with staggered control points in side meshes 400, 600, 800 and 1200 meters, these points being indispensable for the correction of MDE obtained by photogrammetry, and the necessary amount of them critical for the performance of the field work, and therefore the cost of the product. The work has been carried out in accordance with current legislation, as well as with the necessary statistical rigor, laying a scientific basis for its planning according to the requirements established by the project, optimizing the quality / cost ratio.*

Keywords: UAV, RPAS, DEM, photogrammetry, land surveying.

1. INTRODUCCIÓN

La fotogrametría aérea y sus aplicaciones a la topografía de grandes superficies han estado en constante evolución desde que realizaran los primeros vuelos fotogramétricos con sensores ópticos portados en globos aerostáticos en el año 1900, alcanzando una gran repercusión con el

posterior desarrollo de la aviación y, en última instancia, con la aparición de las computadoras y la fotografía digital.

En las últimas décadas la evolución ha llegado de la mano de los sensores LiDAR (*Light Detection and Ranging*), basado en la emisión y rebote de un haz láser pulsado.

Sin embargo, salvo en el caso de los datos LiDAR proporcionados gratuitamente por el Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), que constan de unas resoluciones espaciales y temporales insuficientes para muchos proyectos o estudios; estas soluciones requieren de importantes inversiones derivadas tanto del uso de sensores muy complejos y de alto coste económico, como de la contratación de vuelos tripulados que igualmente suponen un alto coste económico (Coello-Romero, 2015).

Es en estos últimos años, en los que el desarrollo de la capacidad de procesamiento de los equipos informáticos, junto con la aparición de vehículos aéreos no tripulados de calidad accesibles a la pequeña y mediana empresa, han permitido la recuperación de la fotogrametría como herramienta en la elaboración de topografía de alta resolución (Mancini *et al.*, 2013).

El presente estudio pretende valorar la precisión y validez estadística de resultados alcanzables por esta combinación de herramientas para desarrollar topografías de grandes superficies, con equipos de campo de muy bajo coste en comparación con otras opciones disponibles en la actualidad, y el uso de la técnica fotogramétrica *Structure By Motion*. Esta técnica se utiliza actualmente en la práctica totalidad de software asociado a trabajos basados en fotografía tomada con vehículos aéreos no tripulados (Westoby *et al.*, 2012; Sona *et al.*, 2014).

Para este objetivo se ha partido de un riguroso despliegue de puntos de control levantados topográficamente con equipos GPS de tecnología *Real Time Kinematic*, asociados a dianas observables en las fotografías aéreas. Una parte de estas dianas se ha situado de forma aleatoria, mientras que las restantes se han situado sobre los vértices de distintas mallas cuadradas (de lado distinto), con objeto de realizar la georreferenciación de distintas nubes de puntos, caracterizadas por poseer distintas densidades de puntos de control (de coordenadas conocidas). De esta forma quedan garantizados, de cara a la estadística, una cantidad de puntos de comprobación distribuidos por toda la superficie superior a los 35 puntos por Ortofotografía y Modelo digital de Elevaciones obtenidos.

Las distancias entre puntos (lado de malla) seleccionadas han sido: 400, 600, 800 y 1200 metros. Estas han sido definidas así por entender, los autores de este estudio, que constituyen unas densidades asumibles en cuanto a trabajo de campo para un proyecto de esta tipología, y sin embargo observar unas diferencias de rendimiento considerables en la ejecución del proyecto, en cuanto a días de trabajo con GPS.

El vehículo aéreo no tripulado seleccionado ha sido una plataforma de ala fija de construcción en porexpan expandido de alta densidad capaz de cumplir con la limitación de 2 kg de carga máxima al despegue exigida para la realización de vuelos más allá del alcance visual (BVLOS). En cuanto al *software* de procesamiento, se ha seleccionado Agisoft Photoscan, *software* de amplia difusión entre las empresas del sector y del que se disponía licencia en vigor.

Finalmente se ha centrado el análisis estadístico de los errores reflejados por los puntos de comprobación de cada modelo obtenido en validar la predictibilidad de los errores obtenidos, así como la magnitud alcanzada por estos en las tres componentes del sistema de coordenadas utilizado, en este caso ETRS89 UTM Huso 30 N.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se ha realizado en el término municipal de Colmenar del Arroyo (Madrid), en una superficie de 750 hectáreas, delimitada al norte por la autovía M-501 y al sur por el río Perales. Los trabajos de campo, realizados en enero de 2017, consistieron en el levantamiento de puntos GPS señalizados adecuadamente, y del posterior vuelo de la superficie mediante plataforma UAV de ala fija a 120 metros de altura, equipada con un sensor óptico de espectro RGB.

2.1. Levantamiento topográfico de los puntos GPS

Se recorre la totalidad de la superficie levantando un total de 69 puntos, de los cuales 42 corresponden a los vértices de mallas cuadradas de 400, 600, 800 y 1200 metros de lado, con objeto de ser utilizados como puntos de control en la corrección geométrica de sendos modelos digitales, además de 27 puntos de comprobación, situados de forma aleatoria con objeto de densificar la muestra disponible para el posterior control estadístico.

Los puntos levantados son señalizados mediante dianas de cal deshidratada. Estas dianas están compuestas de 3 aspas de unos 70 cm de longitud por 10 cm de anchura, rematadas con un punto central de 10 cm de radio en cuyo centro se toma la medición GPS.

Para el levantamiento de los puntos se utilizó un GPS Leica Viva GS14 con controladora CS20, conectado a la red de antenas GNSS de la Comunidad de Madrid y configurado para tomar la media de 10 mediciones realizadas mediante la técnica *Real Time Kinematic* con precisión superior a los 3 centímetros en cada punto levantado. El sistema de coordenadas utilizado fue ETRS89 UTM Huso 30 N.

2.2. Adquisición de imágenes

La toma de imágenes cenitales se realizó mediante un sensor óptico Samsung NX10 de 20 megapíxeles equipado en una plataforma UAV de ala fija con autopiloto de Airelectronics que cuenta una autonomía en vuelo de 60 minutos, una envergadura alar de 180 cm y una masa máxima al despegue inferior a 2 kg.

El plan de vuelo y cadencia de disparo del sensor fueron diseñados para realizar vuelos de altura adaptativa al terreno establecida en 120 metros, obteniendo imágenes con un solape entre fotogramas de un 75% en el eje longitudinal y un 50% en el eje transversal. En total se tomaron 5051 imágenes durante los trabajos de vuelo.

2.3. Alineación de imágenes

Las imágenes obtenidas fueron procesadas mediante el *software* Agisoft Photoscan (Agisoft 2014). Este *software* basa su procedimiento de alineación de

imágenes en algoritmos del tipo *Structure by Motion* y *Muti View Stereo*, valorando durante el proceso tanto la correspondencia de puntos imagen a imagen, así como diversos parámetros relativos a las deformaciones producidas por la óptica equipada en el sensor. Durante el proceso se obtiene una localización 3D relativa de las imágenes tomadas, así como una nube dispersa de puntos 3D con coordenadas igualmente relativas.

2.4. Corrección geométrica de la nube de puntos

El proceso de corrección geométrica consiste en la localización sobre las imágenes obtenidas de puntos de coordenadas conocidas, obteniendo una georeferenciación de estos puntos en el sistema de referencia de coordenadas utilizado, y corrigiendo posteriormente la geolocalización de la nube dispersa al completo en base a dichos puntos, pasando ésta de poseer coordenadas relativas a absolutas.

Para el objeto del estudio, se realizó la corrección geométrica de la nube dispersa en base a las dianas levantadas pertenecientes a cada una de las mallas, obteniendo cuatro nubes corregidas geoméricamente con puntos situados en los vértices de mallas cuadradas de lado 400, 600, 800 y 1200 metros, respectivamente.

2.5. Densificación de la nube de puntos, generación de Modelo Digital de Elevaciones y Ortofotografías

Una vez corregida geoméricamente la nube dispersa para cada una de las mallas de puntos, se densifican las nubes de puntos, proceso por el que, partiendo de unas nubes de puntos de unos 15 millones de puntos, se obtiene otra de 700 millones de puntos, con objeto de mejorar la resolución del modelo digital de elevaciones, así como la adaptación de cada una de las fotografías al modelo a la hora de generar la ortofotografía completa de la superficie. Tras el proceso de densificación se genera un Modelo Digital de Elevaciones y ortofotografía con resoluciones de 12,1 y 3,02 cm por pixel respectivamente

2.6. Comparación de resultados

El cálculo de errores obtenidos para cada una de las ortofotografías y Modelos Digitales de Elevaciones (DEM) obtenidos se ha basado en la comparación entre coordenadas de las dianas observadas sobre las ortofotografías y DEM obtenidos, y sus respectivas observaciones GPS. Para ello se han utilizado en cada caso únicamente aquellas dianas que no habían sido utilizadas para la corrección geométrica de la nube de puntos correspondiente, digitalizando los centros de diana sobre la ortofotografía, a los que se ha asignado coordenada Z extrayendo el valor del modelo digital de elevaciones respectivo.

En cada caso se ha comprobado la validez estadística de la muestra, comprobando la distribución normal de los errores observados. Además, se ha calculado para la muestra el error cuadrático medio (RMSE), de cara a la valoración de los resultados.

3. RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados obtenidos del análisis estadístico de los errores observados entre las observaciones GPS y la posición de las dianas de control sobre las distintas ortofotografías y DEM generados. Un detalle de la ortofotografía se muestra en la Figura 1.

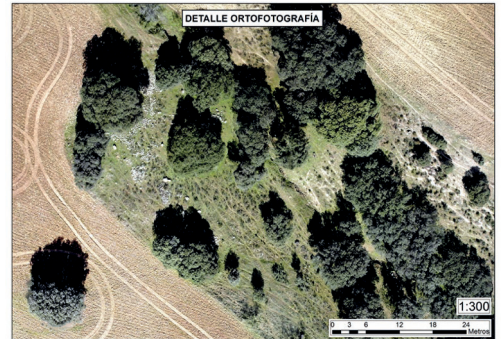


Figura 1. Detalle de la Ortofotografía generada.

Para confirmar la validez del método, es necesario valorar la predictibilidad de los errores cometidos, es decir, su ajuste a una distribución normal. La Tabla 1, expuesta a continuación, estudia la tendencia central de los errores, así como la similitud obtenida para los estadísticos media, mediana y moda en cada muestra.

Tabla 1. Media, mediana y moda de los errores observados por cada malla y eje de coordenadas.

Malla	Estadístico	X (m)	Y (m)	Z (m)
400	Media	0,02	-0,02	0,03
	Mediana	0,01	-0,01	0,03
	Moda	0,00	0,00	0,00
600	Media	0,00	0,00	-0,01
	Mediana	0,00	0,00	-0,03
	Moda	0,00	0,00	-0,04
800	Media	0,00	0,01	0,00
	Mediana	0,00	0,03	0,00
	Moda	0,00	0,00	0,00
1200	Media	0,00	-0,02	0,25
	Mediana	0,00	0,00	0,26
	Moda	0,02	0,00	-0,19

Como se puede observar la tendencia a 0 y similitud entre los estadísticos estudiados es bastante adecuada, especialmente en planimetría (coordenadas X e Y) desviándose notoriamente en coordenadas Z para la malla de 1200 metros

A continuación se estudia la desviación estándar, así como la semejanza de la distribución de errores obtenida a una distribución normal. Para ello se ha estudiado el cociente IQR/S, descrito como el cociente entre el intervalo intercuartílico (IQR), y la desviación estándar (S) de la muestra, cuyo resultado para una muestra con distribución normal será próximo a 1,3, implicando una probabilidad entorno al 67% de que un valor de la

muestra se encuentre entre el primer (Q25) y el tercer cuartil (Q75). Como muestra la Tabla 2, los valores para el índice IQR/S son cercanos a los esperados para una distribución normal.

Finalmente, se ha estudiado la precisión de los productos topográficos obtenidos mediante la metodología propuesta, para lo que se ha calculado el error medio cuadrático. Este método de estimación de errores medios asigna un mayor peso a aquellos errores con una mayor desviación respecto de la media. Los resultados se presentan en la Tabla 3.

Tabla 2. Valores de desviación estándar (Des.Std.), cuartil 25 (Q25), cuartil 75 (Q75) y cociente IQR/S para el conjunto de errores observados por cada malla y eje de coordenadas, así como tamaño de la muestra (n) en cada caso.

Malla	Estadístico	X (m)	Y (m)	Z (m)	n
400	Des. Std	0,0349	0,0685	0,1060	35
	Q25	-0,0015	-0,0552	-0,0356	
	Q75	0,0476	0,0210	0,1244	
	IQR/S	1,41	1,11	1,51	
600	Des. Std	0,0440	0,0420	0,1570	41
	Q25	-0,0300	-0,0300	-0,1100	
	Q75	0,0200	0,0200	0,0600	
	IQR/S	1,14	1,19	1,08	
800	Des. Std	0,0560	0,0810	0,1270	37
	Q25	-0,0200	-0,0300	-0,0800	
	Q75	0,0400	0,0600	0,0500	
	IQR/S	1,07	1,11	1,02	
1200	Des. Std	0,0797	0,0909	0,1738	41
	Q25	-0,0325	-0,0404	-0,0727	
	Q75	0,0729	0,0654	0,1379	
	IQR/S	1,32	1,16	1,21	

Tabla 3. Valor de la raíz del error medio cuadrático para el conjunto de errores observados por cada malla y eje de coordenadas.

Malla (m)	Eje X (m)	Eje Y (m)	Eje Z (m)
400	0,038	0,071	0,109
600	0,044	0,042	0,156
800	0,056	0,080	0,125
1200	0,076	0,100	0,494

Los datos arrojan precisiones para los distintos modelos que en todo momento son superiores a los 10 cm en planimetría, poniendo en valor especialmente la consistencia del método, pese a unas observaciones GPS que de por sí aportan un error cercano a los 2 cm, así como a la distinta selección de distancia media entre dianas y localización aleatoria de estas, no habiéndose valorado en este estudio otros factores que pudieran resultar condicionantes tales como pendientes medias en el entorno de la diana, diferencia de cota, presencia de obstáculos de cierta altura en las proximidades, u otros, siendo evidente la aficción de parámetros de este tipo a los resultados obtenidos, observando la desviación del

error de las coordenadas Y respecto de las coordenadas X para tres de los modelos estudiados. En cuanto a precisión en altimetría, el error es consistente de nuevo para las distancias de dianas entre 400 y 800 m, situándose entre los 10 y los 15 cm, siendo el error para la malla de 1200 m de casi 50 cm.

4. DISCUSIÓN

Los resultados nos permiten afirmar la capacidad de la metodología para abordar el levantamiento topográfico de grandes superficies de terreno con unas precisiones que se situaran por debajo de los 10 cm en planimetría y de los 15 cm en altimetría. Ello pese a ligeras imprecisiones que puedan cometerse en el desarrollo de la metodología, o a la presencia de dianas en posiciones o localizaciones que no resulten óptimas en términos de visualización o, incluso, procesamiento del software empleado.

Frente a otras metodologías, la propuesta presenta una notable reducción de costes frente a la topografía clásica o el despliegue de aviones tripulados, así como una calidad superior respecto de las imágenes y resoluciones obtenidas por productos derivados de los vuelos del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) o imagen satelital, alcanzando en este caso los 3 cm de resolución espacial para las ortofotografías generadas. Estas altas resoluciones permiten abordar proyectos de cartografía con escalas en el entorno del 1:1000 y superiores.

Igualmente, la precisión obtenida en altimetría, así como los 12 cm de resolución alcanzados en los modelos digitales de elevaciones, sin poder aprovechar al máximo las posibilidades del software por falta de equipos informáticos más potentes; permitirían una descripción detallada del medio en trabajos de cubicación, movimientos de tierras, o planificación de grandes obras en el medio rural.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Cello-Romero, A. 2015. *Fotogrametría de UAV de ala fija y comparación con Topografía clásica*. UPM.
- Westoby, M. J., et al. 2012. 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology* 179, 300-314.
- Mancini, F., et al. 2013. Using unmanned aerial vehicles (UAV) for high-resolution reconstruction of topography: the structure from motion approach on coastal environments. *Remote Sensing*, 5(12):6880-6898.
- Agisoft, L. L. C. 2014. *Agisoft PhotoScan User Manual: Professional Edition*.
- Sona, G., et al. 2014. Experimental analysis of different software packages for orientation and digital surface modelling from UAV images. *Earth Science Informatics*, 7(2):97-107.

Utilización de Vehículo Aéreo no Tripulado (VANT) en el estudio de los niveles de severidad por chancro del castaño en el noroeste de España

Cifuentes, J. M. ⁽¹⁾, Fernández-Manso, A. ⁽¹⁾, Sanz-Ablanedo, E. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Departamento de Ingeniería y Ciencias Agrarias, Universidad de León, Av. Astorga s/n, 24400-Ponferrada, León, España.

⁽²⁾ Departamento de Tecnología Minera, Topográfica y Estructuras, Av. Astorga s/n, 24400-Ponferrada, León, España.

Resumen: El conocimiento de la incidencia y gravedad de la enfermedad provocada por el hongo *Cryphonectria parasitica* (Murrill) M.E. Barr es esencial para el establecimiento de un plan de control y gestión de las masas forestales de *Castanea sativa*. El objetivo de este trabajo es verificar si existe concordancia entre las mediciones de campo y las realizadas sobre ortofotografías obtenidas de un vuelo no tripulado y en qué medida el número de niveles considerados afecta esta cuestión. Para ello se ha estudiado la fiabilidad de la estimación del nivel de severidad producida por chancro utilizando una interpretación visual de ortofotografía RGB de muy alta resolución (8 cm) obtenida a partir de un vehículo aéreo no tripulado (VANT). A partir de unas claves específicas elaboradas para este estudio, se midió el nivel de severidad de 823 castaños en la ortofotografía VANT. Paralelamente se midió la severidad en campo aplicando una metodología estándar en una muestra de 182 árboles. Con estas mediciones se calculó la fiabilidad, el índice Kappa, su variabilidad y sus intervalos de confianza para 4, 5 y 6 niveles de severidad. Los resultados muestran que la concordancia para 6 niveles de severidad varía entre moderado y bueno mientras que para 4 y 5, oscila entre moderado y muy bueno (índice kappa >0,75). El trabajo demuestra la utilidad de los VANT en el estudio de esta enfermedad.

Palabras clave: Vehículo Aéreo no Tripulado (VANT), teledetección, castaño, *Cryphonectria parasitica*, severidad chancro.

Using Unmanned Aerial Vehicles (UAV) to monitoring chestnut blight severity in north Spain

Abstract: Knowledge of occurrence and severity of the damage caused by the fungus *Cryphonectria parasitica* (Murrill) M.E. Barr is key to define a management plan of *Castanea sativa* forest masses. The main goal of our study is to verify whether there is a concordance between field measurements and measures from orto-photographies acquired by an unmanned flight and to determine if the number of severity levels influences this question. We studied the accuracy of blight severity level estimate by visual analysis from a red-green-blue (RGB) ortophotography of very high spatial resolution (8 cm) acquired by an Unmanned Aerial Vehicle (UAV). Starting from codes specifically defined for this study, the severity level of 823 chestnut trees was measured on the UAV ortophotography. At same time, we ground measured the severity level on a sample of 182 chestnut trees using a standard methodology. From these measurements, overall accuracy, Kappa statistic, its variability and its confidence intervals were computed. Our results show that the concordance for 6 severity levels varies between moderate and good, whereas for 4 and 5 levels, varies between moderate and very good (kappa statistic >0.75). The study demonstrates the UAV's usefulness for studying this kind of damage.

Keywords: Unmanned Aerial Vehicle (UAV), remote sensing, chestnut, *Cryphonectria parasitica*, blight severity.

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad el cultivo del castaño en Noroeste español sigue siendo importante, a pesar de una tendencia regresiva que ha propiciado el abandono de muchos sotos en los últimos 50 años. Como agravante a esta situación general, la extensión del chancro, *Cryphonectria parasitica* (Murr.) Barr ha mermado la capacidad productiva de muchos sotos, llegando en ocasiones a acabar con los mismos. En los últimos cincuenta años se ha perdido más del 40% de la superficie ocupada por la especie. Lejos de cambiar esta tendencia de regresión, continúa sin haberse encontrado una solución global al problema del castaño (Fernández-Manso *et al.*, 2010). La reciente utilización de los Vehículos Aéreos No Tripulados (VANT) en el estudio de los recursos naturales está permitiendo desarrollar todo un conjunto de aplicaciones de la teledetección de alta resolución

espacial, espectral y temporal económicamente viables en superficies pequeñas (Yuste *et al.*, 2013).

El objetivo de este trabajo es evaluar en qué medida los VANT pueden contribuir, en una forma fiable y económica, al seguimiento y tratamiento del chancro del castaño. Más concretamente, se pretende verificar si existe concordancia entre las mediciones de campo (complejas y caras) y las obtenidas a partir de ortofotografías generadas mediante VANT (sencillas y económicas).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

La zona de estudio seleccionada ha sido una parcela próxima a la localidad de Valle de Finolledo (Vega de Espinareda), situada en el norte de la comarca de El Bierzo (León). La localidad que se sitúa a 29 kilómetros de Ponferrada, en la ladera del Sufreiral, está orientada hacia el río Ancares. En cuanto a la ocupación del suelo,

se trata de un área irregular de 75,45 ha, que conforma un soto de castaños entremezclado con pequeñas parcelas de pinares de repoblación (*Pinus radiata* y *Pinus pinaster*), formaciones forestales de encina (*Quercus ilex*) y roble melojo (*Quercus pyrenaica*). La zona tiene un clima supramediterráneo interior con una temperatura media de 12°C y una precipitación anual de 714 mm. El 84,4% de los pies de castaño se encuentran afectados por chancro con un nivel de severidad medio de 53,2%.

2.2. Productos VANT utilizados

Para la toma de imágenes aéreas se ha utilizado un VANT de tipo de ala fija (tipo avión) de una envergadura de 2,3 m. El VANT ha sido desarrollado por el grupo de investigación a partir de componentes estándar. Para el sistema de navegación aérea del VANT se ha utilizado un piloto automático cuyo *hardware* (APM 2.5) y *firmware* (Arduplane 2.70) son completamente *Open Source*. El avión utilizado lleva incorporada, para la captura de imágenes, una cámara Samsung NX 1000 con un objetivo de focal fija. Esta cámara tiene una resolución de 20 Mpx, por lo que el tamaño de píxel en tierra que se puede conseguir en las fotos aéreas, dependiendo de la orografía, es de entre 5 y 8 cm de GSD (*Ground Sample Distance*). Durante el vuelo se utilizó preseñalización mediante dianas circulares de 80 cm de diámetro. Las coordenadas de las dianas se tomaron con un receptor GNSS de doble frecuencia Leica GS08Plus, postprocesando las observaciones contra una estación de referencia de la Red GNSS del ITACYL. El procesado y ortorrectificación de las imágenes tomadas por el VANT se realizó con el *software* Photomodeler Scanner v.2013, obteniéndose ortofotografías de una resolución en tierra de 8 cm, que conforman la base de este estudio. A partir de la nube densa de puntos también se generó por interpolación *Grid-Raster* un Modelo Digital de Elevaciones o MDE y, eliminados los puntos correspondientes a plantas, un Modelo Digital del Terreno o MDT. Adicionalmente se generó una superficie poligonal y una representación de la orografía de la zona mediante curvas de nivel.

El 11 de junio de 2013 se realizó un primer vuelo experimental, para posteriormente, obtener con fecha 3 de septiembre de 2013 las imágenes en las que se ha apoyado el presente estudio. En este vuelo se tomaron 110 fotos con unos solapes longitudinales del 44% y transversales del 66%.

2.3. Metodología

En la Figura 1 se representa el diagrama de flujos del proyecto. Como se ha explicado en el apartado anterior a partir de las 110 imágenes que tomadas en el vuelo se han desarrollado distintos productos VANT. En este estudio se ha utilizado fundamentalmente la ortofotografía RGB de muy alta resolución aunque también se utilizaron el Modelo Digital del Terreno (MDT) y el Modelo Digital de Elevaciones (MDE) como apoyo. A partir de estos productos, se realizó una digitalización, una medición dendrométrica (diámetro de copas y alturas) y una determinación de los niveles de severidad para todos

los castaños. En total se analizaron 823 ejemplares. La determinación del nivel de severidad en la ortofotografía se realizó a partir de unas claves visuales elaboradas para el proyecto.

Como verdad terreno se tomó una muestra de 182 ejemplares medidos a partir de 10 grandes parcelas circulares. En la Figura 2 se representan el censo de castaños de la zona de estudio y las parcelas muestreadas. Siguiendo la metodología desarrollada por Tizado *et al.*, 2012 para la medición de la severidad en campo se determinó el grado de afección por chancro en el fuste, la copa y los renuevos. Se establecieron 5 categorías iniciales (0, 1, 2, 3 y 4) a la que se añadió la categoría 5 para aquellos árboles con el fuste y la copa completamente muertos.

La siguiente fase del estudio consistió en un análisis de la fiabilidad para analizar en qué medida la técnica alternativa (teledetección) es concordante con la técnica estándar (trabajo de campo). Se determinaron la matriz de confusión, el índice Kappa, su variabilidad y los intervalos de confianza para las 6 clases iniciales y para su reclasificación en 4 y 5 niveles de severidad.

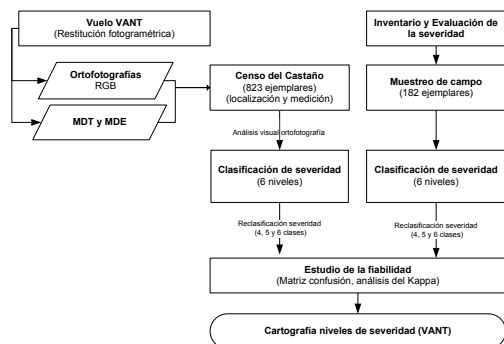


Figura 1. Metodología seguida en la elaboración del estudio.

3. RESULTADOS

3.1. Niveles de severidad medidos en el campo y en la ortofotografía

En la Figura 2 se representa la distribución de los castaños y las parcelas muestreadas. En la Figura 3 también se representan dentro de las parcelas el valor de la severidad medida en el campo y su correspondiente valor obtenido en la ortofotografía para los mismos árboles que han sido inventariados en campo.

Dentro del área de estudio, existe una gran variabilidad en cuanto al nivel de severidad encontrado en los árboles individuales. En la Figura 3 se observa como dentro de cada parcela es posible encontrar todos los niveles de severidad posibles. El 6,93% de los ejemplares se encontraban muertos, con síntomas de haber hospedado al hongo.

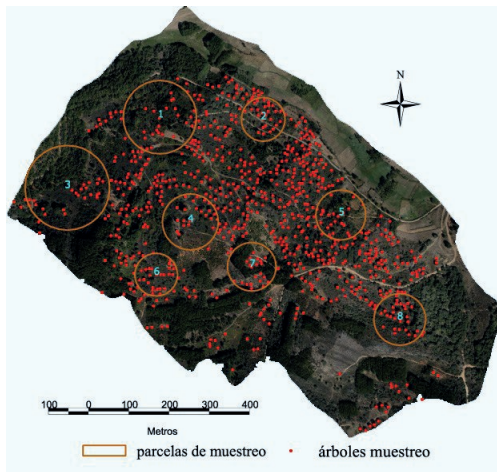


Figura 2. Representación del censo de castaños y las parcelas muestreadas.

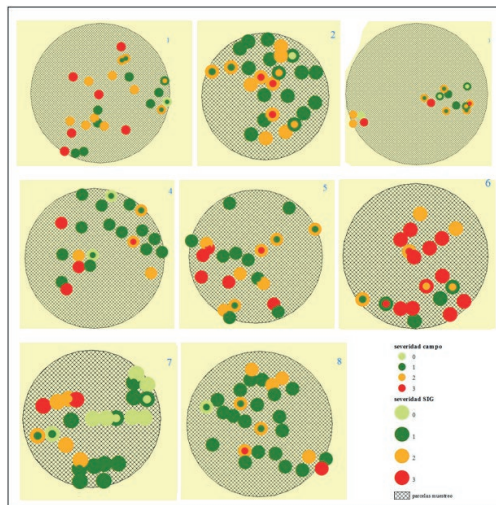


Figura 3. Representación de la severidad medida en campo y en la ortofotografía.

En la Tabla 1 se representa la distribución de los árboles muestreados en los distintos niveles de severidad tanto en campo como en la ortofotografía. Existe una gran concordancia en la categoría 0 (árboles sanos sin afección por chancro) siendo la cifra de 12 árboles coincidente tanto en el análisis mediante ortofotografía, como en el estudio sobre el terreno. No sucede lo mismo si se comparan los árboles muertos, encontrando 38 pies a mayores en el campo, frente a los 30 detectados en la ortofotografía. En cuanto a los niveles en los que se encuentran el mayor número de árboles existe una cierta similitud en los datos obtenidos, ya que en el análisis de la ortofotografía se encuentran el 21 y 25% de los pies pertenecientes a los niveles de severidad 1 y 2 respectivamente, mientras en

la inspección realizada en campo se encontraron el 32% y 20% en ambas clases. Comparativamente, suman un 46% en el análisis de la ortofotografía, frente al 52% de la inspección de campo.

Tabla 1. Frecuencias de los diferentes niveles de severidad del chancro medidos en campo y en ortofotografía.

Clase	Frecuencia (nº de árboles)	Frecuencia Relativa (%/1)	Frecuencia Acumulada (nº de árboles)	Frecuencia Acumulada Relativa (%/1)
Severidad en campo				
0	12	0,0659	12	0,0659
1	59	0,3242	71	0,3901
2	37	0,2033	108	0,5934
3	25	0,1374	133	0,7308
4	11	0,0604	144	0,7912
5	38	0,2088	182	1,0000
Severidad en la ortofotografía				
0	12	0,0659	12	0,0659
1	39	0,2143	51	0,2802
2	46	0,2527	97	0,5330
3	34	0,1868	131	0,7198
4	21	0,1154	152	0,8352
5	30	0,1648	182	1,0000

3.2. Elección de la clasificación con niveles de severidad de mayor fiabilidad

La primera gran pregunta que el estudio se planteaba fue conocer la fiabilidad de la clasificación inicial en 6 categorías y cuál sería la misma si se hubieran realizado sólo 4 ó 5 categorías. En la Tabla 2 se recoge el valor del índice Kappa para las diferentes categorías. Como puede observarse el índice mejora cuando el número de categorías es menor. Con 6 categorías la concordancia es moderada, mientras con 4 y 5 es buena.

Desde un punto de vista estadístico y metodológico, es importante aclarar que el valor del coeficiente Kappa no proporciona indicación alguna de la precisión de dicha estimación, siendo esencial conocer su variabilidad, con el fin último de plantear test de hipótesis y construir intervalos de confianza para Kappa. Las hipótesis nula (H_0) y alternativa (H_1) de estos test son $H_0: \kappa=0$ y $H_1: \kappa \neq 0$. En los 3 casos podemos rechazar la hipótesis nula de que no hay concordancia entre las mediciones de campo y ortofotografía. La hipótesis alternativa, la elegida, es que si hay concordancia entre medir en el campo y la interpretación visual en la ortofotografía.

En la Tabla 2 también se recogen los intervalos de confianza para la medición con una probabilidad fiducial del 95%. Como se puede comprobar en la categoría 6 este varía entre moderado y bueno mientras que para las categorías 4 y 5 este oscila entre moderado y muy bueno (>0,75).

3.3. Estimación de la exactitud en la clasificación con 4 de los niveles de severidad

En la Tabla 2 se representa la matriz de confusión para 4 categorías. Puede observarse que mientras las clases 0 y 1

Tabla 2. Fiabilidad global, Índice Kappa, contraste de hipótesis e intervalo de confianza para la clasificación en 6, 5 y 4 niveles de severidad.

Número de categorías	6	5	4
Fiabilidad global	0,626	0,736	0,769
Kappa	0,537	0,613	0,648
Interpretación	Moderado	Bueno	Bueno
Varianza de Kappa	0,005	0,009	0,011
Varianza de Kappa (H ₀ :Kappa=0)	0,001	0,002	0,002
Margen de Error	0,137	0,192	0,209
Intervalo de confianza	0,400-0,675	0,421-0,806	0,439-0,856
Interpretación	Moderado - -Bueno	Moderado - Muy bueno	Moderado - Muy bueno
Z-estadística (H ₀ : Kappa=0)	15,360	14,543	13,664

presentan unos errores de omisión (columnas) mucho menores que los errores de comisión (filas), en las clases de mayor nivel de severidad 2 y 3 sucede lo contrario, mayores errores de omisión y menores de comisión. La exactitud del productor alcanza el 71,4% en el nivel de severidad 0, mientras la exactitud del usuario para este mismo nivel únicamente alcanza el 41,7%, por el contrario en los niveles de mayor severidad, 2 y 3, mientras la exactitud del productor tan solo alcanza el 58,2 y 76,3% respectivamente, la exactitud del usuario supera ampliamente ambos valores con un 83,64 y 96,67% respectivamente.

Tabla 3. Matriz de confusión entre las mediciones en campo y la ortofotografía utilizando 4 niveles de severidad.

Ortofoto	Mediciones en campo (n° de árboles)					Fiabilidad de usuario (%)
	0	1	2	3	Total	
0	5	7			12	41,6
1	2	50	32	1	85	58,8
2		1	46	8	55	83,6
3			1	29	30	96,6
Total gral.	7	58	79	38	182	
Fiabilidad total (%)	71,4	86,2	58,2	76,3		

Como medida complementaria se ha realizado un test de hipótesis para las distintas proporciones de la clasificación en 4 categorías siguiendo el estudio que Martins *et al.* (2001) realizaron para el estudio de la severidad del chancro en Portugal. En la Tabla 4 se puede comprobar que los niveles de severidad medidos en la ortofotografía no son significativamente diferentes a los medidos sobre el terreno de acuerdo con la prueba z-test (con un 95% de significación). Los buenos resultados de este estudio están en relación con los trabajos de Martins *et al.* (2001) que realizaban una interpretación visual de ortofotografías de alta resolución tomadas desde aviones.

Tabla 4. Z-test de las proporciones de daños evaluados utilizando ortofotografía y medición en campo y su correspondiente.

Clase	Ortofotografía RGB		Verdad terreno		Test de hipótesis		Significación
	N°	p1	N°	p2	z-test	p-valor	
0	22	0,120	12	0,065	0,507	0,612	n.s
1	84	0,461	96	0,527	0,883	0,377	n.s
2	38	0,208	36	0,197	0,209	0,907	n.s
3	38	0,208	38	0,208	0,000	1,000	n.s

* Donde: N°: número de casos; p1 proporción de castaños con los niveles de daño 0-4 en las fotografías en color; p2 proporción de castaños con niveles de daño 0-4 en la verdad terreno; n.s. no hubo diferencia significativa.

4. CONCLUSIONES

A partir del análisis conjunto de las mediciones realizadas sobre ortofotografía y a través del inventario de campo se puede concluir que las imágenes RGB, obtenidas a partir de VANT, son un producto válido, económico y rápido a la hora de estudiar una masa forestal debido a su alta resolución espacial y temporal. El número de niveles de severidad en la afección por chancro que más se adecua a la hora de contrastar los niveles de severidad detectados en la ortofotografía y los inventariados en campo es el de 4.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Fernández-Manso, A., Martínez, C., Nespral, A. 2010. *Un futuro para el castaño. Estudios sobre el castaño en la comarca de El Bierzo.* Asociación A Morteira. LEÓN.
- Martins, L. M., Lufinha, M.I., Marqués, C. P., Abreu, C. G. 2001. Small format aerial photography to assess chestnut ink disease. *For. Snow Landsc. Res.* 76, 3: 357-360.
- Tizado, E.J., Terrón, A., Núñez-Pérez, E. 2012. A methodology to evaluate disease severity: a case study of chestnut blight in El Bierzo region (northwestern Spain). *Annals of applied biology*, 161(1).
- Yuste, R., Vargas, N., Moya, J. 2013. Teledetección Ambiental de Alta Resolución mediante aplicación de Vehículos Aéreos No Tripulados. *6º Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales.* Vitoria-Gasteiz.

Calibración Radiométrica de Cámaras Compactas mediante Espectro Radiómetro de Campo

García-Fernández, M., Sanz-Ablanedo, E., Rodríguez-Pérez, J. R.

Grupo de Investigación en Geomática e Ingeniería Cartográfica (GEOINCA), Escuela Superior y Técnica de Ingeniería Agraria, Universidad de León, Avenida de Astorga, sn, 24401, León, España.
marta.gar.fe@gmail.com, esana@unileon.es, jr.rodriguez@unileon.es

Resumen: En esta comunicación se presenta una metodología para caracterizar radiométricamente cámaras digitales. El método se aplicó a tres sensores habitualmente montados en Sistemas Aéreos Pilotados de forma Remota (RPAS) y utilizados en agricultura de precisión. Los trabajos consisten en la toma de fotografías a múltiples paneles de muy diferentes tonalidades. Una vez extraídos los niveles digitales se realiza un análisis de correlaciones de estos valores con las reflectancias de los paneles, los cuales se midieron con un espectrorradiómetro de campo ASD FieldSpec 4 que tiene sensibilidad entre los 350 nm y los 2500 nm. El análisis de correlaciones permitió definir el rango de longitudes de onda en los que cada canal de los sensores presenta sensibilidad y en que longitud de onda presentan una sensibilidad máxima. Aplicar esta metodología permite por lo tanto caracterizar de una manera fiable la respuesta radiométrica de este tipo de cámaras, lo que en definitiva posibilita conseguir mejores productos radiométricos a partir de imágenes tomadas con sensores compactos.

Palabras clave: calibración-radiométrica, Sistemas Aéreos Pilotados de forma Remota- RPAS, hiperespectral, cámara.

Radiometric Calibration of Compact Cameras by Field Spectroradiometer

Abstract: This paper presents a methodology for radiometric characterization of digital cameras. The method was applied to three sensors commonly mounted on Remotely Piloted Aircraft Systems (RPAS) and used in precision agriculture. First, photographs are taken of multiple panels of different colours. Once the digital levels are extracted, a correlation analysis between these values and the reflectances of the panels is performed. Reflectances were measured with a spectroradiometer ASD FieldSpec 4, which has sensitivity between 350 nm and 2500 nm. The analysis of correlations allowed to know the range of wavelengths in which each sensor channels have sensitivity and in which wavelength have a maximum sensitivity. Applying this methodology makes it possible to characterize in a reliable way the radiometric response of this type of cameras, which makes possible to obtain better radiometric products from images taken with compact sensors.

Keywords: Radiometric calibration, Remotely Piloted Aircraft Systems-RPAS, hyperspectral, digital camera.

1. INTRODUCCIÓN

La calibración radiométrica de una cámara es una parte importante en la detección remota de información, pues permite calcular los valores reales de reflectancia absoluta a partir de los niveles digitales. En cámaras multispectrales de pequeño formato, como las utilizadas en vuelos de RPAS para agricultura de precisión, se suele tener una información limitada de su respuesta espectral (Wang, *et al.*, 2015). En estas cámaras, generalmente, no se conoce con certeza ni el pico de máxima sensibilidad, ni el ancho de la zona del espectro donde el sensor es más sensible. Toda esta información es importante en el proceso de convertir los niveles digitales a valores de reflectividad en los diferentes canales de la cámara y también en la comparación de imágenes de distintos sensores.

En este trabajo se presenta una metodología que permite conocer la respuesta espectral de cualquier cámara sensible al visible y al infrarrojo cercano. El método no está basado en medidas directas de reflectancia (Teixeira-Crusiol, *et al.*, 2006) sino en el análisis de correlación entre las reflectancias medidas en dianas de diversas tonalidades y sus correspondientes valores digitales

extraídos de fotografías. La metodología propuesta es fácilmente reproducible, pues los paneles de calibración utilizados son sencillas de conseguir y sus firmas espectrales, medidas con espectrorradiómetro, están publicadas en la página web del grupo de investigación (Geoinca).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Material

La sensibilidad de los canales de varias cámaras a un amplio rango de longitudes de onda se determinó analizando la correlación entre las reflectancias absolutas de paneles y sus correspondientes niveles digitales. Como paneles se utilizaron cartas de colores fabricadas por Pantone y denominadas (*Pantone: 100 Postcard*). Se trata de un conjunto de 100 paneles de muy diversas tonalidades y un tamaño de 11×7 cm. Para facilitar su manejo, se pegaron en conjuntos de 10 sobre tableros. Se midió la respuesta espectral de cada una de los 100 paneles con el espectrorradiómetro de campo ASD FieldSpec4. El espectrorradiómetro utilizado muestrea con una resolución de 1,4 nm entre los 350 y los 1000 nm y cada 1,1 nm entre los 1001 y los 2500 nm. La

definición del muestreo o el ancho de la banda muestreada va desde los 3 nm (zona de 700 nm) a los 10 nm (zona de 1400/2100 nm) y un alto rendimiento en la parte del espectro que va desde los 350 a los 2500 nm. Se empleó un trípode de pinzas para mantener la verticalidad del sensor del FieldSpec4 (Figura 1) y el accesorio “fore optic lens accessory” para restringir la apertura angular a 3°.

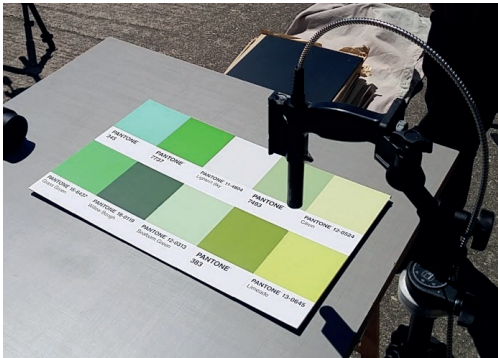


Figura 1. Posición del espectrorradiómetro ASD FieldSpec 4. Muestra de 10 cartas Pantone.

Por otro lado, los paneles se fotografiaron con 3 sensores (cámaras) distintos. En primer lugar, el sensor FC300X de 3 canales RGB, que es la cámara fotográfica y de video que viene preinstalada en el RPAS DJI Phantom 3 Professional. En segundo lugar, y con dos sensores especializados en las bandas del rojo y del infrarrojo, las cámaras Mapir Survey 2. Los ajustes de las tomas fotográficas durante la adquisición de las imágenes se muestran en la Tabla 1, siendo fijas para cada sensor durante la toma de todas las fotografías.

Tabla 1. Configuración de las cámaras para la toma de imágenes a las cartas de color Pantone.

Sensor	MPix	1/f	Vel. de obturación	ISO
FC300X	12	2.8	1/2000	100
MAPIR-R	16	2.8	1/1000	200
MAPIR-IR	16	2.8	1/1000	200

2.2. Método

Las medidas de respuesta espectral se realizaron en el centro de las cartas, con la fibra óptica del FieldSpec4 a unos 10 centímetros de distancia. Los datos se tomaron el día 28 de abril de 2017 (cielo completamente despejado), durante las dos horas centrales del día.

Las fotografías se realizaron un día soleado distinto al día del uso del espectrorradiómetro (el 3 de mayo del año 2017). Las cámaras se posicionaron a un metro de distancia de los paneles, con una ligera inclinación respecto al cénit para desplazar la zona de reflejos del sol a la derecha de la imagen. Las mediciones se realizaron en un corto periodo de tiempo para que las condiciones de iluminación fuesen homogéneas. Aunque el espectrorradiómetro mide entre los 350 y 2500 nm,

realmente el estudio se ha ceñido a 350 y 1100 nm debido a que los sensores de las cámaras no son sensibles a longitudes de onda mayores (Baltazar-López, et al., 2002).

El nivel digital de respuesta de cada carta se calculó con el promedio de aproximadamente 1000 píxeles. Los niveles digitales promedio se ajustaron con los valores de reflectancia absoluta medidos con el espectrorradiómetro mediante funciones potenciales del tipo mostrado en la Ecuación 1.

$$y(x) = a x^b + c \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde $y(x)$ son las reflectancias medidas y x es el valor promedio del nivel digital de cada panel. Se hicieron regresiones en todo el rango de medición del espectrorradiómetro, por lo tanto, para cada panel se calcularon 2150 regresiones y, en total, 215000. Para estimar la bondad del ajuste en cada regresión se utilizó el estadístico Adjusted-R² (Ecuación 2).

$$R^2_{\text{Ajustado}} = 1 - \left(\frac{n-1}{n-m} \right) \frac{SSE}{SST} \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde n es el número de ecuaciones, m el número de incógnitas (a , b y c), SSE la suma de los cuadrados de los residuos y SST es la suma de los cuadrados de menos el valor medio de. Todas las regresiones se calcularon con un script de Matlab. Una vez obtenidas las regresiones, las bondades del ajuste obtenidas se representaron frente a su correspondiente longitud de onda, obteniéndose las Figuras 3, 5 y 6.

3. RESULTADOS

3.1. Firmas espectrales

La Figura 2 muestra, como ejemplo, la firma espectral de 3 de los paneles que aparecen en la Figura 1.

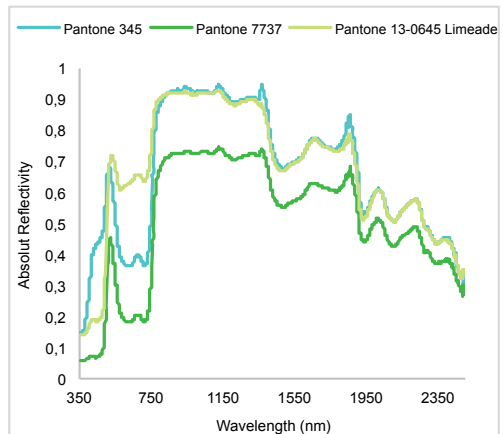


Figura 2. Firmas espectrales de los paneles Pantone 345, Pantone 7737 y Pantone 13-0645 Limeade.

En la web, los datos espectrales tomados por ADS FieldSpec 4 de las 100 cartas Pantone están disponibles para la descarga (<http://ulegeoinca.unileon.es/>)

3.2. FC300X

La Figura 3 muestra la bondad del ajuste para cada longitud de onda en el sensor FC300X. Como se observa, los valores de R^2 ajustado alcanzan máximos muy claros en los 450 nm para la banda del azul, y de 530 nm para el canal verde, mientras que para el rojo R^2 se mantiene por encima de 0.95 en una amplia zona que va desde los 610 nm hasta los 750 nm. En la parte inferior de la figura 3 se muestra un detalle de la zona de máxima correlación, estando todos los valores por próximos a correlaciones de R^2 ajustado=0.95 o incluso por encima (verde y rojo). A modo de ejemplo, en la Figura 4 se muestra el diagrama de dispersión y la curva de ajustada entre los niveles digitales (sensor en la banda del rojo) y las reflectancias medidas por el espectrorradiómetro en la longitud de onda de 660 nm, que se corresponde con el pico de máxima correlación.

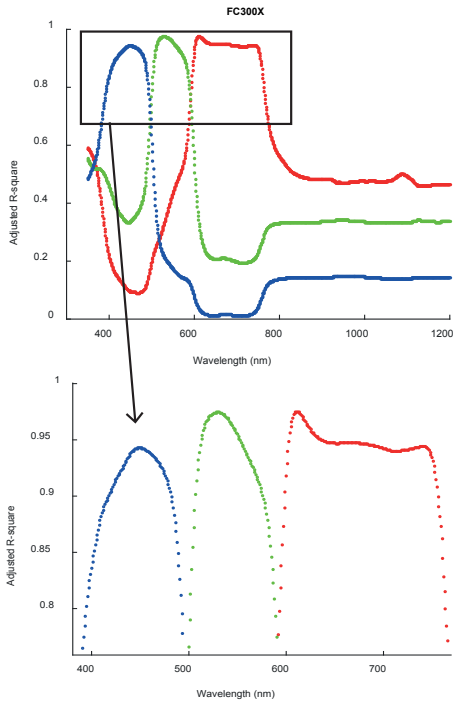


Figura 3. R^2 Ajustado para el sensor FC300X. En la parte inferior se muestra una ampliación en los valores de mejor correlación

3.3. Mapir Survey 2 Red

La Figura 4 muestra la bondad del ajuste en las regresiones realizadas con los niveles digitales del sensor Mapir Survey 2 – Red. En esta cámara, los valores digitales se extrajeron del canal 1. Como en el caso del sensor FC300X, la máxima correlación se encuentra entre las longitudes de onda de 600 nm y de 760 nm, con valores de R^2 superiores a 0,95. Estos datos se pueden ver en el detalle de la Figura 4.

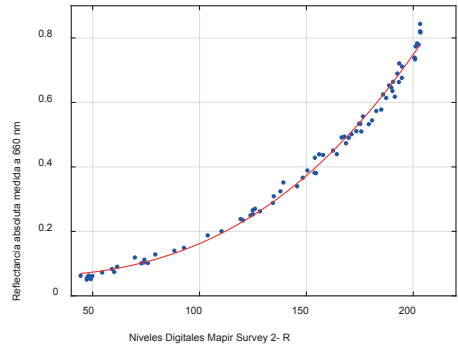


Figura 4. Curva de regresión entre valores de reflectancia y niveles digitales para el sensor R.

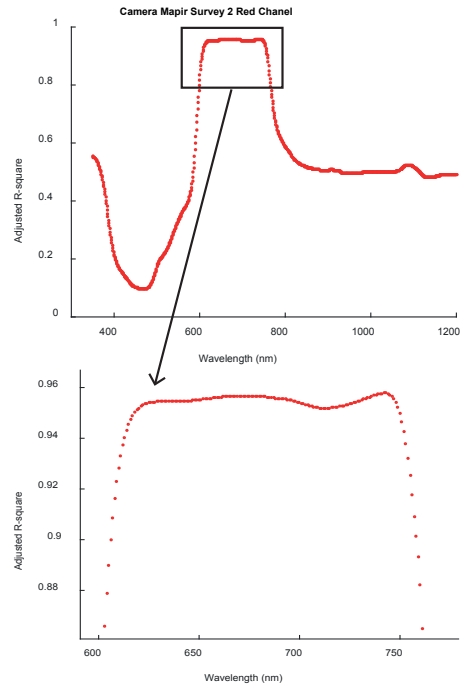


Figura 5. R^2 Ajustado para Mapir Survey 2 – Red. En la parte inferior se muestra una ampliación en los valores de mejor correlación

3.4. Mapir Survey 2 Near Infrared

La Figura 6 muestra la bondad del ajuste para el infrarrojo cercano capturado por la cámara Mapir Survey 2 – IR. En este caso se obtienen valores de R^2 ajustados superiores a 0,97 en un rango que va de los 840 nm hasta los 935 nm. Alrededor de los 940 nm, el R^2 ajustado baja a 0.95 pero a partir de este valor, R^2 vuelve a ser de 0.97 manteniéndose muy alto en un rango muy amplio.

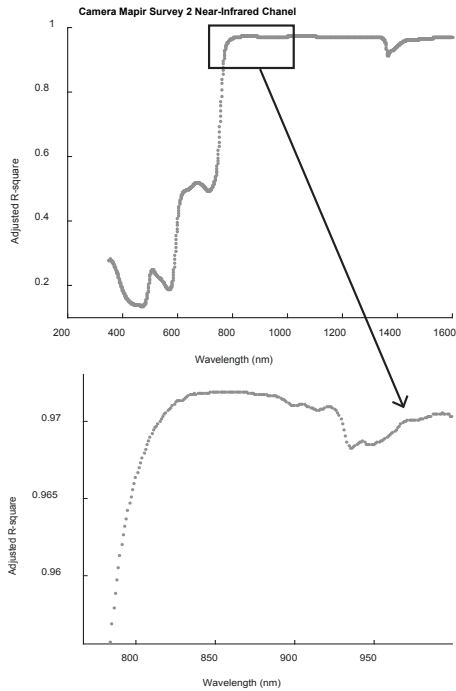


Figura 6. R^2 Ajustado para el sensor infrarrojo de la cámara Mapir Survey 2. En la parte inferior se muestra una ampliación en los valores de mejor correlación.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En este trabajo se estudió la respuesta espectral de varios sensores actualmente usados en RPAS. De acuerdo a los resultados, se identificaron los rangos de longitudes de onda más sensibles para cada canal así como las longitudes de onda correspondientes a los máximos de sensibilidad para los 3 sensores. La determinación de estos parámetros se ha realizado mediante análisis de correlación. Para la banda del rojo, en los dos sensores estudiados (FC300X y Mapir Survey 2 R) se han conseguido correlaciones muy buenas hasta los 750 nm y un pico de máxima correlación muy claro en los 660 nm en el caso del primer sensor y otro menos claro que podría situarse en los 770 nm en el caso del segundo sensor. Estos resultados contrastan con Díaz-González, F. A., et al. (2014), quien utilizando otras cámaras y otras metodologías (medición directa) encontró un máximo próximo a 620 nm a partir de donde comienza a decaer la sensibilidad.

En el caso de la banda azul se obtuvo un máximo de sensibilidad muy claro en los 470 nm, una cifra igual a la obtenida en Díaz-González, F. A., et al. (2014). Lo mismo ocurrió en la banda del verde, donde en este trabajo y en Díaz-González, F. A., et al. (2014) se obtuvo un máximo de correlación en los 545 nm.

Para la banda de infrarrojo cercano, la cámara Mapir Survey 2 – IR, mostró un máximo de correlación en los

850 nm, aunque las correlaciones en longitudes mayores también fueron muy altas.

Gracias a este trabajo se ha permitido identificar las longitudes de onda en las cuales la sensibilidad es más alta en cada uno de los sensores. Utilizando estos valores, es posible caracterizar de una manera más fiable la respuesta radiométrica de otros paneles u objetos que vayan a ser fotografiados por estos sensores, posibilitándose en definitiva, unas mejores calibraciones radiométricas de los productos que se pueden conseguir con imágenes tomadas desde RPAS.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Wang, Ch., et al. 2015. A Simplified Empirical Line Method of Radiometric Calibration for Small Unmanned Aircraft Systems-Based Remote Sensing. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 8(5), 1876-1885.
- Teixeira-Crusiol, L. G., et al. 2006. Semi professional digital camera calibration techniques for Vis/NIR spectral data acquisition from an unmanned aerial vehicle. *International Journal of Remote Sensing*, 38, 2717-2739.
- Baltazar-López, R., et al. 2002. Fotodetector basado en un dispositivo p-i-n y un Amplificador de Transimpedancia. *Segundo Congreso Nacional de Electrónica* 24, 25 y 26 de Septiembre 2002. Centro de Convenciones William O. Jenkins Puebla, México.
- Díaz-González, F. A., et al. 2014. *Aproximación a los sistemas de percepción remota en satélites pequeños*. Repositorio Universidad Sergio Arboleda. ISBN. 978-958-8866-19-2.



SECCIÓN 10

Divulgación y formación

La Observación del Territorio en el IGN dentro del Programa COPERNICUS y UNGGIM (Naciones Unidas)

Arozarena Villar, A., Valcárcel Sanz, N., Villa Alcázar, G., Domenech Tofiño, E.

Instituto Geográfico Nacional, Ministerio de Fomento, General Ibáñez de Ibero, 3, 28003 Madrid, España.

{aorozarena, nvalcarcel, gmvilla, edomenech}@fomento.es

Resumen: La observación del Territorio mediante sensores espaciales y aerotransportados junto con los datos específicos de cada territorio “*in situ*”, toma cada vez más un papel más relevante en la generación de Información Geoespacial de Referencia (IGR) en cada País. La coordinación entre entidades Públicas y Privadas, tanto en la fase de captura de información básica, como en los sistemas automatizables y cooperativos de extracción de información, en combinación con otras fuentes de datos vectoriales y matriciales, es una realidad cada día más extendida y necesaria para dar un servicio de calidad a los ciudadanos. En este trabajo se presenta desde una perspectiva de Organismo Público, Instituto Geográfico Nacional, la forma de satisfacer necesidades reales de abajo/arriba “*bottom/up*” en el ámbito nacional, continental (COPERNICUS) y mundial (UNGGIM), con vistas a producir Información de Referencia, coherente y consistente en los diversos ámbitos Públicos, lo que producirá no solo un ahorro económico si no un servicio fácil de entender a los ciudadanos.

Palabras clave: Información de Referencia, COPERNICUS, Naciones Unidas (UNGGIM), Observación aeroespacial.

Land Observation in the IGN within the COPERNICUS Program and UNGGIM (United Nations)

Abstract: *The Land observation by means of space and airborne sensors together with the specific data of each territory “in situ”, takes on a more important role in the generation of Geospatial Reference Information (IGR) in each country. Coordination between public and private entities, both in the basic information capture phase and also in the automated and cooperative information extraction systems, in combination with other vector and raster data sources, is an increasingly widespread and necessary reality to give quality services to citizens. In this paper, the way to satisfy real bottom-up needs at the national, continental (COPERNICUS) and global (UNGGIM) levels will be presented from a perspective of Public Organisation, National Geographic Institute, in order to produce Reference Information, coherence and consistent in the various public areas mentioned above, which will produce not only economic savings but easy to understand services to citizens.*

Keywords: *Reference Information, COPERNICUS, United Nations (UNGGIM), Aerospatial Observation.*

1. INFORMACIÓN GEOESPACIAL DE REFERENCIA (IGR)

La Información Geoespacial de Referencia (IGR) constituye el “esqueleto” de cualquier Infraestructura de Datos Espaciales (IDE). Sus principales características son (FGDC, 2005; Rase *et al.*, 2002):

- Proporciona un lugar inequívoco para los datos de los usuarios (es decir, información georreferenciada).
- Permite la fusión (agregación/fusión) de datos procedentes de diferentes fuentes.
- Proporciona un marco geográfico o contexto para permitir que otros usuarios entiendan mejor la información espacial que se representa.
- Está sujeto a un régimen de mantenimiento regular de datos, con un ciclo de vida definido.
- Es proporcionada por una fuente autorizada con mandato legal (responsabilidad) en su mantenimiento y la disponibilidad. Normalmente Agencias de Cartografía Nacional y/o Agencias Catastrales.
- Se genera con resolución y precisión máxima de acuerdo a los procesos tecnológicos existentes actualmente.

La IGR es, por tanto, un conjunto de datos oficiales, fiables, precisos, al nivel de necesidades de los usuarios, sostenible y homogénea, válida no sólo a nivel nacional sino a nivel regional y global.

Debe ser generado propiciando una combinación de abajo/arriba (“*bottom/up*” a partir de enfoques a nivel nacional, global) y de arriba/abajo (“*top/down*”, desde el mundial y continental a nivel nacional).

Asimismo, el mantenimiento de dicha IGR debe contemplar la colaboración y participación de la Información Geográfica Voluntaria (VGI).

Los temas y contenidos de la IGR se encuentran, aunque muy avanzados, en fase de elaboración en los ámbitos globales y continentales. Algunos temas, geográficos/geoespaciales de referencia, ya identificados como IGR, son:

- Nombres geográficos
- Unidades administrativas
- Redes de transporte
- Red Hidrográfica
- Asentamientos de Población
- Modelo Digital de Elevaciones (MDE)
- Ortoimágenes
- La cobertura y uso del territorio

Entre los elementos constitutivos de IGR, hay un subconjunto definido como “IGR núcleo” (cIGR), que se puede definir como “datos autorizados por los Estados Miembros que satisfagan las necesidades mínimas transfronterizas en el ámbito europeo y mundial”.

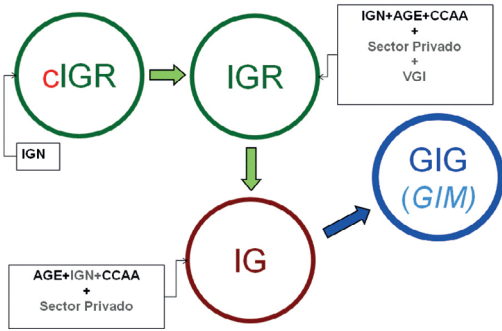


Figura 1. Flujo de información geográfica según UN-GGIM Europa.

2. DIRECTIVA INSPIRE

La Directiva Inspire (*Infrastructure for Spatial Information in Europe*) establece las reglas generales para el establecimiento de una Infraestructura de Información Espacial en el ámbito Europeo, basada en las Infraestructuras de los Estados Miembros. Aprobada por el Parlamento Europeo y el Consejo el 14 de marzo de 2007 (Directiva 2007/2/CE).

La transposición de esta Directiva al ordenamiento jurídico español se desarrolla a través de la Ley 14/2010, de 5 de julio, sobre las infraestructuras y los servicios de información geográfica en España (LISIGE). El Consejo Superior Geográfico ejerce como punto de contacto con la Comisión Europea para el desarrollo de la Directiva Inspire en España.

3. PROGRAMA COPERNICUS

Iniciativa de la Unión Europea (UE), Comisión y Agencia Espacial Europea (EC+ESA) para desarrollar capacidades operativas de observación de la Tierra, basadas en las infraestructuras de observación del territorio de la UE y de los Países Miembros.

Se estructura en tres componentes:

- *Space Component*, coordinado por la Agencia Espacial Europea:
 - Satélites “Sentinels” - misiones OT específicamente desarrolladas por COPERNICUS
 - Misiones de contribución externas (PAZ, INGENIO, DEIMOS...), en el caso español.
- *In-situ coordination*, coordinado por la Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA). Se compone de:
 - Sistemas e instrumentos aéreos, marítimos y terrestres.
 - Observaciones principalmente de responsabilidad nacional, con coordinación a nivel europeo.

Servicios operativos: Los Servicios operativos de dicho Programa, basados en Observación de la Tierra, son los siguientes:

- Vigilancia Terrestre
- Emergencias
- Medio Marino
- Seguridad
- Atmósfera
- Cambio Climático

La Información Geoespacial de Referencia (IGR) “*in situ*” que debe ser aportada a la Agencia Europea del Medioambiente para el Programa COPERNICUS, está constituida por:

- Sistema de Referencia Geodésico
- Sistema Oficial de Coordenadas y Cuadrículas Geográficas
- Nombres geográficos
- Delimitaciones Territoriales y Administrativas
- Red Hidrográfica
- Redes de transporte
- Modelos digitales elevaciones (Datos altimétricos, modelos digitales de elevaciones y del terreno)
- Ortofotografías de alta resolución
- Ocupación del suelo (Cubiertas física y biológica de la superficie terrestre + Uso suelo)
- Asentamientos de población

4. COMITÉ DE EXPERTOS SOBRE LA GESTIÓN GLOBAL DE INFORMACIÓN GEOESPACIAL DE LAS NACIONES UNIDAS

La Gestión de la información Geoespacial, iniciativa de las Naciones Unidas sobre la Gestión Mundial de la Información Geoespacial (UN-GGIM), es una iniciativa mundial, constituida en 2011, con el objetivo de jugar un papel principal en el establecimiento de la agenda para el desarrollo de la información geoespacial mundial y para promover su uso haciendo frente a los principales retos mundiales (Desarrollo Sostenible).

El Comité de Expertos en UN-GGIM tiene el mandato de proporcionar una plataforma para el desarrollo de estrategias eficaces sobre cómo construir y fortalecer la capacidad nacional de información geoespacial, así como la difusión de las mejores prácticas y experiencias nacionales, regionales e internacionales sobre la Información Geoespacial en relación con los instrumentos legales, modelos de gestión, técnicas empleadas y estándares.

El Instituto Geográfico Nacional español (IGN) está implicado en las actividades de esta iniciativa (UNGGIM) representando a España en dicho Foro.

5. PLAN NACIONAL DE OBSERVACIÓN DEL TERRITORIO (PNOT)

5.1. Antecedentes

En España hasta el año 2004, diferentes departamentos de la Administración General del Estado y de cada una de las Administraciones Autonómicas (regionales),

gestionaban la adquisición y la producción de la información geográfica conforme a sus necesidades y requerimientos, sin tener en cuenta criterios de actuación globales. Esta situación daba lugar a la generación de huecos de información tanto de carácter temporal como geográfico, duplicidades de esfuerzos y gastos, ritmos bajos de actualización y falta de continuidad en planes de trabajo o no inicio de proyectos de necesidad reconocida por falta de presupuesto.

5.2. Descripción

Las principales actividades del Instituto Geográfico Nacional (IGN) en el ámbito de la Fotogrametría, la Teledetección y la Ocupación del suelo se enmarcan en el Plan Nacional de Observación del Territorio (PNOT). El PNOT consigue implementar la gestión colaborativa de planes de observación del territorio coordinados y consensuados por todas las administraciones. Del mismo modo, la iniciativa PNOT ha supuesto la aplicación práctica del cumplimiento de los Principios que establece la Directiva INSPIRE.

El PNOT se estructura en tres Planes Nacionales, cada uno de los cuales se dirige a coordinar un aspecto concreto de la información territorial:

- Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), que tiene como objetivo la obtención de coberturas con vuelos fotogramétricos de imagen y datos LIDAR, obteniendo modelos digitales de elevación y ortofotos digitales en color, así como una clasificación exhaustiva del territorio para diversos fines.
- Plan Nacional de Teledetección (PNT), para la obtención y el tratamiento de recubrimientos de imágenes de satélite sobre nuestro territorio de muy alta, alta, media y baja resolución.
- Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo en España (SIOSE), una base de datos de ocupación del suelo a escala 1:25.000 para todo el territorio nacional.

Estos Planes Nacionales se organizan en tres fases fundamentales, en función de los trabajos que se realizan:

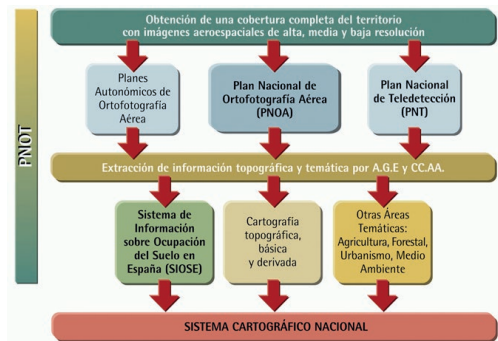


Figura 2. Organización del Plan nacional de Observación del Territorio.

- Captura de información. Fase de obtención y tratamiento de imágenes aerospaciales de diferentes resoluciones (imágenes de satélite y aéreas) donde se encuentran el Plan Nacional de Teledetección (PNT) y el Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), junto con otros planes autonómicos.
- Extracción de información. Fase de extracción y generación de información geográfica a partir de dichas imágenes, con diferentes escalas en función de la resolución de las imágenes de partida, como la Cartografía topográfica básica y derivada, el SIOSE y otros sistemas de información temáticos.
- Acceso y diseminación de la Información Geográfica (Infraestructura de Datos Espaciales de España, servicios Web interoperables, portales web de información geográfica y servicios de descarga de Información, etc.).

6. CONCLUSIONES

En los últimos años, el establecimiento y desarrollo de la visión GLOBAL de la IGR actuando en forma LOCAL, se ha visto impulsada con iniciativas como la desarrollada por las Naciones Unidas sobre la Gestión de la Información Geoespacial (UNGGIM) y las europeas INSPIRE y COPERNICUS.

La producción de Información Geoespacial de Referencia (IGR), armonizada y actualizada continuamente por fuente autorizada en cada País, es una necesidad creciente con vistas a satisfacer las necesidades de las administraciones públicas y los usuarios en general.

Para satisfacer estos requisitos, sería necesario producir, al menos, el núcleo de dicha información (cIGR), de forma continua y sostenible.

Por lo tanto, la producción de IGR y sus procesos asociados (difusión, actualización, etc.) deberían convertirse en una prioridad para la mayoría de las organizaciones públicas. El calendario y los costes totales anuales deberían ser evaluados y asumidos, por adelantado, por todos los interesados.

La implementación de plataformas de colaboración se hace necesaria con vistas a permitir una edición colaborativa de bases de datos IGR por todos los agentes involucrados.

Por último, resaltar que el IGR se convertiría en el mismo esqueleto de la Información Geoespacial para los usuarios públicos, evitando duplicidad de esfuerzos y conllevando grandes ahorros económicos (estimados en más de 60%).

Esta IGR tiene que ser bases de datos seguras, garantizadas y propiedad de los Estados, de esa forma se puede garantizar una política de datos abierta, de forma gratuita en la descarga y el uso.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Arnold, S., Kosztra, B., Banko, G., Smith, G., Hazeu, G., Bock, M., Valcárcel N. 2013. The EAGLE concept: a vision of a future European Land Monitoring Framework. *EARSeL Symposium proceedings 2013, "Towards Horizon 2020"*.
- FGDC, 2005. Framework Introduction and Guide Handbook. Rase, D., Björnsson, A., Probert, M., Haupt, M. (Ed). 2002. *INSPIRE Reference Data and Metadata*. <https://www.fgdc.gov/initiatives/framework/handbook>
- Peces J.J., Villa, G., Arozarena, A., Tejeiro, J.A., Domenech, E., Plaza, N. 2010. Spanish National Remote Sensing Program, a way to achieve massive use of remote sensing data. *3th RAQRS*, Valencia, Spain.
- Valcárcel, N., Arozarena, A., Villa, G. 2011. Breaking down barriers between cartography, geospatial information and environmental monitoring data: towards a new production model. *25th International Cartographic Conference*, Paris.
- Valcárcel, N., Villa, G., Arozarena, A., Garcia-Asensio, L., Caballero, M.E., Porcuna, A., Domenech, E., Peces, J.J. 2008. SIOSE: a successful test bench towards harmonization and integration of land cover/use information as environmental reference data. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Vol. XXXVII. Part B8*. Beijing 2008.
- Villa, G. NATO science for peace and security series C: Environmental security. Chapter in "*Geospatial visual analytics*". 2009. Cooperative decentralization: a new way to build added value chain with shared multiresolution satellite and aerial imagery and geoinformation.

8. DIRECCIONES WEB

- COPERNICUS: <http://www.copernicus.eu/>
- UNGGIM: <http://ggim.un.org/>
- UE: <https://europa.eu/>
- CE: https://ec.europa.eu/commission/index_es
- ESA: <http://www.esa.int/ESA>
- EEA: <https://www.eea.europa.eu/es>
- Protocolo de Kyoto: http://unfccc.int/portal_espanol/informacion_basica/protocolo_de_kyoto/items/6215.php
- Plan Hidrológico Nacional: http://www.mapama.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/planificacion-hidrologica/Plan_hidrologico_Nacional.aspx
- Programa de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible (SDG): <http://www.sdgfund.org/>
- Red Natura 2000: <http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/>

Plataformas Aéreas de Investigación: ICTS-PAI

Gómez-Sánchez, J.A., Corrales Sierra, A., Ortiz Serrano, J., Seoane Vieira, N., Vega López, G.,
Calvo Moral, B., Marqués Balaguer, B.

Plataformas Aéreas de Investigación ICTS-PAI. gomezsj@inta.es

Subdirección General de Sistemas Aeronáuticos. Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA)

Resumen: Las Plataformas Aéreas de Investigación (PAI) del INTA constituyen una infraestructura cuya componente fundamental es una flota de aeronaves dotadas de la instrumentación necesaria para tomar datos en vuelo. Su objetivo prioritario es responder a la demanda de acceso formulada por la comunidad técnica e investigadora que requiere de una plataforma aérea para llevar a cabo sus estudios en ámbitos tan dispares como la ciencia aeronáutica, el estudio de la atmósfera, la observación de la Tierra o el desarrollo y ensayo de nueva instrumentación en condiciones reales de vuelo. Desde noviembre de 2009, las PAI forman parte de la red española de Infraestructuras Científicas y Técnicas Singulares (ICTS) del Ministerio de Economía, Industria y Competitividad (MINECO)

Palabras clave: PAI, ICTS, EUFAR, FENYX, plataforma aérea de investigación.

Aerial Platforms for Research: ICTS-PAI

Abstract: INTA Aerial Platforms for Research is a large infrastructure which main component is a fleet of instrumented aircraft suited to collect airborne data. Its priority goal is to attend the demand of access coming from the technical and scientific community, that require a suitable and flexible aerial platform to carry out studies in fields so diverse as aeronautical science, Earth observation, atmospheric research or R&D of new airborne devices that need to be tested in real flight conditions. The infrastructure so configured was acknowledged in November 2009 by the Spanish Ministry of Economy, Industry and Innovation (MINECO) as a National Large Scale Facility to support Science and Research (ICTS-PAI).

Keywords: PAI, ICTS, EUFAR, FENYX, aerial platform for research.

1. INTRODUCCIÓN

Una plataforma aérea de investigación es una aeronave modificada para la instalación y operación de instrumentación científica, y que está preparada para realizar campañas de vuelos de toma de datos que son utilizados en experimentos científicos y ensayos de equipos y sistemas en condiciones reales de vuelo.



Figura 1. C212 "Aviocar".

El INTA (Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial) dispone de tres plataformas tripuladas: dos aeronaves C212-200, fabricadas por CASA-ADS, y un motovelero Stemme S15, todas ellas modificadas y adaptadas como plataformas aéreas para dar servicio de apoyo a actividades científicas. Proporcionan soporte a las necesidades de las comunidades de ensayos de aeronaves

en vuelo, investigación atmosférica, toma de datos de teledetección/observación de la Tierra y pruebas para el desarrollo y calificación de nueva instrumentación científica, entre otras.



Figura 2. Motovelero Stemme S15

Las aeronaves del INTA pertenecen desde noviembre de 2009 a la Red Española de Infraestructuras Científicas y Técnicas Singulares (ICTS), red coordinada por el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad (MINECO). Son gestionadas y operadas por el propio Instituto con la colaboración del Ejército del Aire.

El sistema completo se ofrece a la comunidad científica nacional e internacional a través de acuerdos y programas de colaboración públicos y privados, sin descartar la realización de operaciones comerciales.

2. COMPONENTES DE LA ICTS-PAI

La infraestructura ICTS-PAI se compone de instalaciones y equipamiento que, atendiendo a su ubicación, se pueden agrupar en:

Segmento aéreo. Incluye las propias aeronaves, la instrumentación científica embarcada: sondas, sensores, detectores, etc; las consolas embarcadas de control, monitorización, pre-proceso y registro de los datos y todos aquellos módulos auxiliares necesarios para realizar las campañas de adquisición de datos: fuentes de alimentación, soportes, *racks*, sistemas de comunicaciones de misión, etc.



Figura 3. Sonda PCAPS montada bajo el semi-plano izquierdo del C212 n/s 301.

Segmento terrestre. Consta de una base operaciones situada en el Centro de Investigación Aeroportada de Rozas (CIAR) ubicado en el aeródromo de Rozas, Lugo, que cuenta con las infraestructuras aeronáuticas para la operación segura del avión: centro de control de operaciones, pista principal, calles de rodadura, plataformas, hangares, ayudas a la navegación aérea, etc. Está previsto dotarlo también de aquellas instalaciones requeridas para dar soporte a las actividades de la ICTS-PAI, tales como laboratorios, talleres, despachos, salas de reunión, almacenes, salas auxiliares, etc. El segmento terrestre incluye además la instrumentación fija y móvil necesaria para adquirir datos de campo complementarios de aquellos tomados desde el aire: estación meteorológica, unidades de toma de datos de verdad terreno, instrumentación para la calibración y el mantenimiento de los sensores, módulos para el análisis y validación de los datos, etc.



Figura 4. Torre de control y edificios auxiliares. Centro de Investigación Aeroportada de Rozas – CIAR, Castro de Rei, Lugo.

Los datos obtenidos por la instrumentación de la PAI son a menudo únicos y complejos por su formato, estructura, variable medida, técnica de medida, etc. El personal del INTA asociado a la PAI ofrece a los usuarios de la ICTS el apoyo necesario para explotar e interpretar los datos generados, y extraer de ellos información útil.

La PAI incluye también una instalación de proceso, análisis y archivado (PAF) de los datos obtenidos por los sensores embarcados.

3. APLICACIONES DE LA ICTS-PAI

Los principales campos de aplicación en los que la ICTS desarrolla su actividad y da soporte a los usuarios que solicitan acceso a la misma son:

Ensayos en vuelo. La realización de vuelos para probar las características y actuaciones de la aeronave C212 en vuelo fue la misión original que motivó la puesta en operación de la PAI. Se trata de ensayar una aeronave multimisión, con sus distintas configuraciones de vuelo, en condiciones operacionales reales, a veces al límite de la envoltura segura de vuelo dentro de la que ha sido certificada, para conocer su comportamiento en tales circunstancias.

Investigación atmosférica. En este caso se trata de monitorizar la física y la química de la atmósfera mediante la realización de vuelos en los que se toman datos atmosféricos *in-situ*. La aeronave se configura como un laboratorio flotante con el equipo humano y los instrumentos de medida adecuados para tomar tales datos en las condiciones ambientales que se requieran y que dependerán del entorno atmosférico objeto de estudio. En particular, el equipo se ha especializado en la medida de las características de partículas atmosféricas en suspensión: tamaño, composición, forma y concentración. Una línea de investigación cada vez más activa es la relacionada con el estudio de los procesos de formación y acreción de hielo en superficies aeronáuticas, en condiciones reales de vuelo.

Teledetección en el espectro óptico. Una actividad que ha adquirido cierta relevancia en los últimos años es el soporte proporcionado por la ICTS-PAI para la realización de campañas de teledetección con sensores de toma de imágenes hiperespectrales para monitorizar la superficie terrestre, los objetos y fenómenos sobre ella. En este caso, se dispone de sensores de obtención de imágenes pasivos que cubren todo el espectro óptico y que proporcionan datos calibrados y con alto detalle espectral, radiométrico y geométrico.

Campañas SAR. Esta actividad tiene por objeto realizar los vuelos necesarios para calificar, en condiciones reales de operación, los sensores SAR (*Synthetic Aperture Radar*) desarrollados por el Área de Radiofrecuencia del Instituto. El soporte se extiende a la realización de vuelos de “producción” para obtener imágenes SAR de la superficie terrestre y de los objetos situados en la misma.

Asistencia a la instalación y calificación en vuelo de nueva instrumentación. Actividad de apoyo a la I+D de instrumentos de toma de datos, cuyo propósito es adaptar

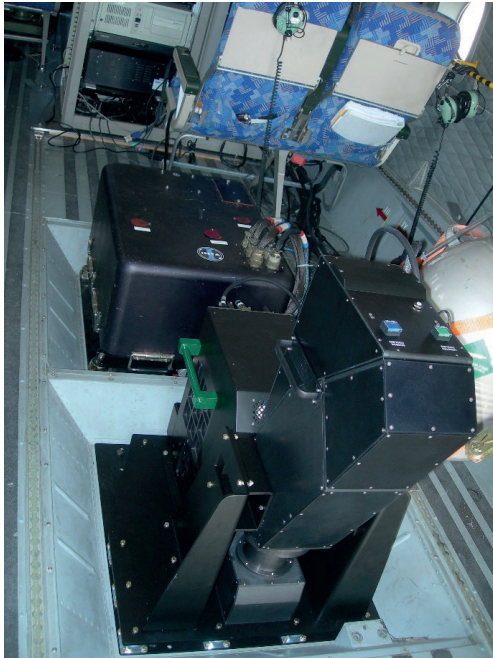


Figura 5. Módulos detectores de los sensores de imágenes hiperspectrales AHS (arriba) y CASI 1500i (abajo) montados en el C212 n/s 270.

los prototipos desarrollados y ya probados en tierra para su operación en vuelo montados sobre plataforma aérea. Incluye el apoyo a la instalación, la certificación y la calificación de la nueva instrumentación, según proceda.

4. CÓMO ACCEDER A LA ICTS PAI

Las capacidades de la ICTS-PAI se ofrecen a la comunidad científica e investigadora tanto nacional como internacional, con la única limitación de la distancia entre su base operaciones (CIAR, Castro de Rei, Lugo) hasta la ubicación de la zona que se propone estudiar. Actualmente la flota de la PAI está compuesta por aeronaves con una velocidad máxima de crucero de 200 nudos (370 km/h) y cuya autonomía máxima es de 5 horas, lo que determina el límite de su radio de operación “razonable” que a efectos prácticos, alcanza hasta el espacio centro-europeo.

La ICTS-PAI forma parte del consorcio europeo de aeronaves instrumentadas para investigación medio-ambiental EUFAR (*European Facility for Airborne Research*) www.eufar.net, con soporte de la Comisión Europea a través de los sucesivos Programas Marco Europeos de I+D, del que forman parte 24 operadores de 11 países y que desde el año 2000, mediante el instrumento denominado acceso transnacional o TA financia la ejecución de aquellas propuestas que superan un proceso de selección, cubriendo el coste de acceso a las aeronaves y a los instrumentos ofrecidos por los operadores, miembros también del consorcio.

Mencionar que las capacidades de la ICTS-PAI se encuentran entre las más solicitadas por los usuarios europeos, especialmente entre aquellos de la comunidad de observación de la Tierra, y que como resultado, se han realizado numerosas campañas en todo el espacio europeo: GREASEMH, CALABRIA, T-Mapp-FP7, Edocros, Hymoweb, Biohype, HyperForest, CalValHyp, UrbSense, DehesHyRe algunas de ellas.

Entre las campañas cuyo objeto es el estudio de la atmósfera y de los fenómenos que en ella ocurren, caben destacar EURICE, TROMPETA, VALIDAR, EXTICE, VERDRILLT, MISPALIDAR, VOAS, TECOAGUA, CLIMARENO, etc; cuya ejecución ha sido financiada con fondos de los programas europeos de I+D en algunos casos, y en otros con fondos asignados en el marco de programas nacionales de I+D+i.

Es también relativamente frecuente que el acceso sea financiado por entidades públicas especializadas que seleccionan las propuestas y proyectos de mayor interés entre los presentados por universidades y centros de investigación. Es el caso de BELSPO en Bélgica, que en las sucesivas ediciones del programa STEREO ha financiado las actividades mencionadas y que en 2005 y 2007 fueron encomendadas a la ICTS-PAI.

La Agencia Espacial Europea (ESA) viene siendo desde 2004 uno de los principales usuarios de la ICTS-PAI, organismo con el que se colabora habitualmente en la realización de campañas de teledetección como soporte de las futuras misiones de observación de la Tierra desde el espacio: SPARC, CEFLES 2, AgriSAR, SEN2FLEX, DESIREX, THERMOPOLIS, SEN3EXP, etc.

En el ámbito nacional, la ICTS-PAI proporciona acceso competitivo a los proyectos seleccionados por el Plan Nacional de I+D+I, propuestas en las que a menudo participa el propio Instituto, algunas de las cuales, ya se han mencionado.

Por último, mencionar que la ICTS-PAI se oferta también a las empresas que requieren de una plataforma aérea para completar sus estudios y ensayos.

5. CONCLUSIONES

La ICTS-PAI debe entenderse como una infraestructura clave y singular en su ámbito, cuyo propósito es dar soporte e impulsar el desarrollo y la investigación con instrumentación aérea.

El principal objetivo recogido en el Plan Estratégico 2016-2020 de la ICTS-PAI es el de ampliar el número de usuarios a los que proporciona acceso, incrementar en términos absolutos dicho acceso manteniendo o mejorando la calidad del servicio realizado.

En dicho Plan, la obsolescencia de la flota de la ICTS se identifica como principal factor de riesgo para mantener la continuidad del servicio. La propuesta FENYX “Futura aEronave de iNvestigación Y eXperimentación” seleccionada por MINECO en marzo de 2017 para ser co-financiada, surge como respuesta a ese análisis crítico. La financiación del acceso a la ICTS-PAI es un factor clave a considerar para promover y “democratizar” el uso

de la misma entre las distintas comunidades científicas e investigadoras, con recursos económicos frecuentemente limitados y siempre escasos, para cubrir los elevados costes asociados a la operación de aeronaves tripuladas complejas.

Cabe también mencionar la situación creada por el instrumento de “acceso transnacional” ofrecido por EUFAR, que financia el acceso de los usuarios a las plataformas aéreas de investigación de los estados que forman parte del consorcio y que excluye expresamente a los investigadores co-nacionales de cada operador, lo que en el caso de la ICTS-PAI, deja fuera de juego a los solicitantes españoles. Cabría esperar una figura similar a nivel nacional que cubriera tal asimetría.

El escenario europeo actual, dominado por el programa EUFAR2 del FP7 (continuación de EUFAR) y que finalizará el 31 de enero de 2018, atendiendo a las recomendaciones de la Comisión, dará paso a un nuevo modelo de colaboración basado en la creación de la AISBL* (*Association Internationale Sans But Lucratif*) “EUFAR” y en la instauración de la figura del “open access” que regulará los intercambios de recursos y accesos a las infraestructuras, modelo que actualmente se encuentra en fase de diseño y debate entre los participantes en el consorcio, y que una vez consensuado y aprobado se espera que atraiga nueva financiación pública de las autoridades estatales y de la propia Comisión Europea.

6. AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, es de justicia mencionar el apoyo recibido por la ICTS-PAI por sus usuarios que confían y requieren de sus capacidades y habilidades para dar soporte a sus estudios, y en última instancia, vienen dando sentido a su existencia desde su creación a mediados de los años 90, con la incorporación a la flota de dos aeronaves C212-200, las de número de serie 270 y 301, adquiridas originariamente por el Servicio Postal, y que fueron posteriormente transferidas al INTA.

Agradecer también la comprensión y el apoyo de las sucesivas Direcciones Generales del Instituto y de sus órganos de gobierno, de las unidades del Ejército del Aire que hacen posible la operación y contribuyen al mantenimiento de las aeronaves: Escuadrón 403 del CECAF, Grupo 47 de FFAA, CLAEX, Maestranza de Madrid, Maestranza de Sevilla, Escuadrón de Mantenimiento del Ala 37 de la Base Aérea de Villanubla, etc.

El apoyo continuado de MINECO y particularmente, del equipo de la Subdirección General de Grandes Instalaciones Científico-Técnicas.

El agradecimiento se extiende a todos aquellos compañeros del INTA, que colaboran habitualmente con la ICTS-PAI y proporcionan la instrumentación y personal técnico necesarios para atender a las solicitudes de acceso de los usuarios.

Este capítulo estaría incompleto sin una mención especial de gratitud a tres personas del Instituto que han sido claves para configurar la ICTS-PAI tal como la conocemos actualmente: Ángel Mato, Bartolomé Marqués y María Molina.

7. BIBLIOGRAFÍA

- INTA, 2016. *Strategic Plan 2016-2020. Unique Scientific & Technical Infrastructure – Aerial Platforms ICTS-PAI*.
- MINECO, 2015. *Mapa de Infraestructuras Científicas y Técnicas Singulares (ICTS)*.
- Brenguier, J.L. 2009. *Programa EUFAR. Una oportunidad para la teledetección aérea en Europa*.
- Reusen, I. 2007. *Towards an improved access to hyperspectral data across Europe (HYRESSA)*.

Futura aEronave de iNvestigación Y eXperimentación: FENYX

**Corrales Sierra, A., Gómez-Sánchez, J.A., Ortiz Serrano, J., Seoane Vieira, N., Calvo Moral, B.,
Marqués Balaguer, B.**

Plataformas Aéreas de Investigación ICTS-PAI.

Subdirección General de Sistemas Aeronáuticos. Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA).
corralessa@inta.es

Resumen: Las Plataformas Aéreas de Investigación del INTA pertenecen, desde noviembre de 2009, a la red española de Infraestructuras Científicas y Técnicas Singulares (ICTS) de MINECO. En su Plan Estratégico 2016-2020 se identifica como una de sus debilidades más críticas, la obsolescencia de las dos aeronaves C212 de su flota, que constituyen el núcleo de la ICTS. Recientemente, MINECO ha valorado favorablemente el plan de renovación y potenciación de la flota y ha asignado la financiación necesaria para la adquisición y modificación de una nueva aeronave con una mayor capacidad de carga y autonomía.

Palabras clave: ICTS, PAI, COPAL, EUFAR.

Future aircraft for research and flight testing: FENYX

Abstract: INTA Aerial Platforms for Research was acknowledged in November 2009 by the Spanish Ministry of Economy, Industry and Innovation (MINECO) as a National Large Scale Facility to support Science and Research (ICTS): the ICTS-PAI was created. Its 2016-2020 Strategic Plan highlighted as one of its most critical weaknesses the obsolescence of the aircraft the facility was based on. Recently, the proposal presented to update and upgrade the fleet has been favourably assessed by the scientific committee of MINECO and due funding has been allocated to set up a brand new aerial platform able to carry heavier payloads and with an increased endurance.

Keywords: ICTS, PAI, COPAL, EUFAR.

1. INTRODUCCIÓN

Una plataforma aérea de investigación es una aeronave modificada para la instalación y operación de instrumentación científica, que está preparada para realizar campañas de vuelos orientadas a la toma de datos necesarios para llevar a cabo experimentos científicos y ensayos de equipos y sistemas dentro de la atmósfera terrestre.

El INTA (Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial) dispone de tres plataformas tripuladas: dos aeronaves C212-200, fabricadas por CASA-ADS, y un motovelero Stemme S15, todas ellas modificadas y adaptadas para su uso como plataformas aéreas de uso científico. Proporcionan soporte a las necesidades de las comunidades de ensayos de aeronaves en vuelo, investigación atmosférica, toma de datos de teledetección/observación de la Tierra y pruebas para el desarrollo y calificación de nueva instrumentación científica, entre otras.

Las aeronaves del INTA pertenecen, desde noviembre de 2009, a la Red Española de Infraestructuras Científicas y Técnicas Singulares (ICTS), red coordinada por el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad (MINECO), y son gestionadas por el propio Instituto. Se trata de una gran infraestructura concebida como una instalación completa que permite adquirir datos desde plataforma aérea para aplicaciones científicas.

La ICTS-PAI consta de un segmento aéreo, que incluye las propias aeronaves, la instrumentación científica embarcada y los sistemas auxiliares necesarios para realizar las campañas de adquisición de datos. El

segmento terrestre de la ICTS, está compuesto por el Centro de Investigación Aeroportada de Rozas, ubicado en el aeródromo de Rozas, Castro d Rei, Lugo, base de la ICTS, y que cuenta con las infraestructuras aeronáuticas para la operación segura del avión: centro de control de operaciones, pista principal, calles de rodadura, plataformas, hangares, ayudas a la navegación aérea, etc. Está dotado también, de una red informática, talleres, almacenes, laboratorios, despachos, salas auxiliares, etc. El segmento terrestre incluye además toda aquella instrumentación necesaria para adquirir datos de campo complementarios de los datos tomados desde el aire, estación meteorológica, instrumentación para la calibración y el mantenimiento de los sensores, módulos para el análisis y validación de los datos, etc.

Los datos obtenidos por la instrumentación de la PAI son a veces únicos y complejos por su formato, variable medida, técnica de medida, etc. El personal de PAI ofrece a los usuarios de la ICTS el soporte necesario para explotar e interpretar los datos generados, y extraer de ellos información útil.

El sistema completo se ofrece a la comunidad científica nacional e internacional, a través de acuerdos de colaboración, en el marco de proyectos de Horizonte 2020, como operación comercial, etc.

2. EL ORIGEN DEL PROYECTO: COPAL

Los países europeos líderes en la investigación con medios aéreos disponen de distintos tipos de plataformas de investigación y han realizado su integración

mediante el programa EUFAR (www.eufar.net), que permite a la comunidad científica europea acceder a la plataforma aérea más adecuada para su experimento, independientemente del país de pertenencia. EUFAR es una Iniciativa de Integración de Infraestructuras (I3) que se inició en el 6º Programa Marco, constituida actualmente por 24 instituciones europeas de 11 estados miembro. España participa con las PAI del INTA. La flota de aviones instrumentados de EUFAR está compuesta por más de 30 aviones con velocidad de operación desde los 30 a los 200 m/s, carga de pago entre 80 y 4500 kg y techo de operación que llega hasta 21 km. Todos ellos con una autonomía de vuelo que no supera las cinco horas en ningún caso.

Debido a la limitación por espacio y peso de la flota actual de aviones de investigación europeos, la integración de nueva instrumentación aportada por los científicos se ve limitada y a veces incluso imposible de realizar. Una nueva aeronave, de gran capacidad de carga de pago y autonomía, permitiría el desarrollo de nuevas tecnologías, además de la ampliación de las capacidades operacionales de la flota de aviones de investigación europeos.

Para la construcción y puesta en marcha de esta nueva plataforma se creó COPAL (Community heavy-Payload Long endurance Instrumented Aircraft for Tropospheric Research in Environmental and Geo-Sciences), que pretende proveer a la comunidad científica europea de una Plataforma Aérea de Investigación de la troposfera de gran carga y autonomía, única en Europa, capaz de alcanzar y operar en cualquier lugar del mundo, como zonas oceánicas o continentales remotas y regiones polares. Esto otorgará una oportunidad sin precedentes a países que, sin operar este tipo de plataformas, poseen potencial para desarrollar trabajos de investigación utilizando medidas y observaciones desde aviones instrumentados, abriendo nuevos caminos para desarrollar experimentos multidisciplinares de carácter internacional.



Figura 1. Logo del proyecto ESFRI-COPAL. Community heavy-Payload Long endurance Instrumented Aircraft for Tropospheric Research in Environmental and Geo-Sciences.

Los participantes en este programa fueron Centros de Investigación y Universidades dedicados al estudio de la atmósfera. Algunos operadores de aviones, y en su mayoría, miembros de EUFAR.

España participó activamente en COPAL, estando a cargo de la parte técnica del proyecto: definición de la

aeronave, análisis de costes, selección del operador de la aeronave y del operador de datos.

Acerca de la selección del avión, de las tres aeronaves seleccionadas (A-400M, C-130 y C-295), la opción preferida por la mayoría de los miembros del proyecto es un C-130, por similitud con la aeronave de investigación americana, referencia a nivel mundial.

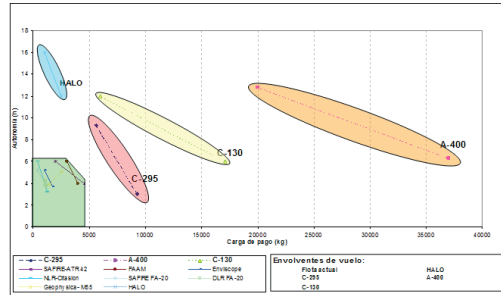


Figura 2. Autonomía vs carga útil de los aviones de la flota del consorcio EUFAR y de las tres aeronaves seleccionadas en COPAL: C-295, C-130 y A-400M.

Tras el estudio de viabilidad, que tuvo lugar entre 2007 y 2011, y que fue financiado a través de ESFRI, la dificultad para la puesta a punto de esta nueva aeronave dejó la iniciativa en suspenso.

3. FENYX: DESCRIPCIÓN DEL PROYECTO

Como se ha indicado anteriormente, la comunidad científica europea no dispone de ninguna plataforma aérea de gran autonomía y carga para la realización de ensayos en la troposfera, siendo este tipo de aeronaves imprescindibles en la realización de las campañas de vuelo asociadas a determinados proyectos de investigación como aquellos relacionados con estudios climáticos, químicos o meteorológicos a gran escala.

FENYX pretende la puesta a punto de una nueva aeronave que tendría capacidad para llevar más de 6 toneladas de instrumentación durante un máximo de 8 horas de vuelo. La elección de la carga de pago, está asociada a la operación de mínimo coste y mayor beneficio para la investigación. De esta forma, FENYX cubre una zona de capacidades con mucha más probabilidad de obtener la demanda científica adecuada, con una autonomía cercana a las 10 horas y ofreciendo una carga útil máxima de más de 5 toneladas.

FENYX presentará además otras ventajas significativas, como la existencia de portalón trasero que facilita enormemente la carga y descarga de equipos voluminosos o pesados, características de operación STOL (Short Take-Off and Landing), que hacen posible su operación en zonas remotas en aeródromos con una infraestructura de soporte muy limitada. Por otro lado, al ser turbohélice, el rango de velocidades de la aeronave es menor que el de un turbofan, lo que supone una gran ventaja a la hora de realizar recogida de muestras, datos o imágenes durante el vuelo.

Para poder instalar el equipamiento científico, se han de realizar modificaciones a la aeronave, como pueden ser:

- Capacidad para instalar instrumentación científica:
 - Estaciones para fijación de pods bajo el plano.
 - Orificios en el fuselaje.
 - Capacidad para instalar instrumentación en los orificios de las ventanas de la cabina de pasajeros.
 - Ventanas para instalar sensores Lidar y de obtención de datos de Teledetección.
- Módulo de aviónica renovado.
- Potencia eléctrica para la instrumentación científica.
- Tubo para la toma de muestras del aire.
- Configuración de cabina para albergar hasta ocho equipos científicos.
- Disponibilidad de instrumentación de ensayos en vuelo.
- Tomas de presión en cabina.
- Cámaras miniaturizadas para monitorizar el exterior de la aeronave.

En estos sistemas de observación, las plataformas aéreas juegan un papel fundamental al constituir una herramienta única en los campos de teledetección e investigación atmosférica para la realización de medidas *in-situ* así como un lugar privilegiado de observación de la Tierra. Con ésta nueva plataforma ICTS, concretamente será posible realizar estudios en zonas del océano alejadas de la costa o zonas remotas del continente y específicamente, en las zonas polares.

Las fases que se contemplan en el proyecto son:

1. *Especificación*. Para poner en marcha esta nueva plataforma de investigación ICTS, se utilizaría como referencia la documentación generada durante el proyecto COPAL, que describe las características técnicas que ha de tener una plataforma de investigación como la que se propone: análisis de costes de adquisición, modificación, operación y mantenimiento, equipamiento científico y requisitos del operador de la aeronave y, en su caso, del operador de datos, actualizando dicho estudio con información actualizada aportada por el fabricante y por la comunidad científica. A partir de ahí, se procedería a redactar la especificación de la aeronave, documento técnico que determina las características que ha de tener ésta para cumplir los requisitos de la comunidad científica.

2. *Realización de las modificaciones que sean necesarias para la introducción de la instrumentación científica*. La aeronave será una plataforma de investigación y para ello habrá que instalar el equipamiento científico necesario para llevar las campañas. Será necesario realizar un diseño y realización de las modificaciones la aeronave (estructurales, eléctricas, comunicaciones...) que permitan alojar esa instrumentación a bordo.

3. *Certificación de las modificaciones*. Toda aeronave ha de disponer de un certificado de aeronavegabilidad, que garantice que es segura para el vuelo.

Diversas iniciativas a nivel europeo GMES (*Global Monitoring for Environment and Security*) y a nivel mundial, han puesto en marcha un plan para el establecimiento de un sistema de observación de la Tierra

GEOS, (*Global Earth Observation System of Systems*), acordado por más de sesenta naciones, que junto con las iniciativas de la Comisión Europea, son una buena prueba de la importancia que han adquirido estas observaciones.

4. AMPLIACIÓN DE CAPACIDADES PARA APLICACIONES CIENTÍFICAS

Se propone que dicha aeronave sea operada desde Galicia, en concreto desde el CIAR (Rozas, Lugo) base en tierra de la ICTS.

Una infraestructura con estas capacidades, preparada para ser desplegada y operada en cualquier lugar del mundo, permitirá a la comunidad científica local, estatal e internacional, realizar estudios atmosféricos *in-situ*, de variables meteorológicas, contaminación, cambio climático, teledetección u observación de la Tierra, microbiología o desarrollo de nueva instrumentación.

La existencia y disponibilidad de la infraestructura PAI permite reaccionar y responder a ciertos eventos catastróficos que suceden con relativa frecuencia, y de esa manera mitigar sus efectos sobre la Sociedad y su Economía. Un buen ejemplo fue la reacción internacional ante la erupción en abril de 2010 del volcán islandés Eyjafjallajökull. El efecto combinado de la nube de cenizas y el régimen de vientos, arrastró las partículas sobre el continente y provocó el cierre inmediato del espacio aéreo a los vuelos comerciales, que a su vez desencadenó una crisis en la red de transporte de personas y mercancías creando una situación de caos sin precedentes en la historia reciente del continente.

Los investigadores en la materia se agruparon para discutir y acordar acciones coordinadas ante la dramática situación creada por las cenizas. En particular, los centros e institutos del consorcio europeo EUFAR – *European Facility for Airborne Research in Environmental and Geo-sciences*, reaccionaron planificando y ejecutando de una manera coordinada, vuelos de toma de datos sobre las zonas críticas, establecieron protocolos de interpretación, procedimientos para compartir los datos y los resultados de su análisis. Una de las conclusiones más importantes fue la determinación de la concentración de cenizas existente en la atmósfera, 1000 veces inferior a la predicha por el modelo numérico británico. Una vez establecido el límite superior de concentración de partículas compatible con la operación segura de las aeronaves, fue posible finalmente re-abrir el espacio aéreo a las operaciones comerciales.

Más allá del valor de disponer de medios apropiados para reaccionar ante situaciones de crisis asociadas a desastres naturales o producidos por la actividad humana, una nueva plataforma con características como las ya descritas, ampliaría la capacidad de toma de datos, en términos cuantitativos y cualitativos, pudiéndose realizar las trayectorias de vuelo más adecuadas y sobre zonas más extensas, así como adquirir más parámetros, durante más tiempo y con menor incertidumbre, con el consiguiente incremento de la productividad y de la eficiencia, en términos científicos, de la infraestructura.

Adicionalmente, la puesta en operación de una plataforma tan compleja y costosa, favorecerá la creación y el desarrollo en su entorno de empresas de base tecnológica muy especializadas en dar servicio a las necesidades de la instrumentación embarcada, compañías que a su vez podrán beneficiarse del acceso a las instalaciones del centro (CIAR) para realizar sus ensayos, probar su instrumentación o depurar sus soluciones de *hardware* o *software*. Un paradigma de este modelo es el complejo de empresas de desarrollo de instrumentación científica surgido en los alrededores de Boulder, Colorado, cuando el enclave fue elegido como base de operaciones de los grandes aviones de investigación atmosférica de EEUU, y que a día de hoy, son referencia mundial dentro del sector.

La nueva plataforma permitirá también que nuevo equipamiento aeronáutico y sus prototipos puedan ensayarse en vuelo antes de ser aceptados e implementados en las aeronaves comerciales. La política de los fabricantes de aeronaves más importantes es no utilizar ningún equipo que previamente no se haya demostrado y calificado para uso aeronáutico, obstaculizando así la entrada al mercado a nuevos proveedores, por lo que esta aeronave podrá ser utilizada como banco de ensayo para aquellos emprendedores con vocación de desarrollo de equipamiento, eliminando barreras, mejorando la competencia y densificando el tejido industrial del sector aeronáutico.

5. CONCLUSIONES

Las Plataformas Aéreas de Investigación son herramientas necesarias para la realización de gran parte de los proyectos en determinados campos científicos, en especial en el medioambiental (tanto desde el aspecto atmosférico como de observación de la Tierra), siendo un elemento indispensable en muchas ramas científicas para obtener datos de la Tierra en distintas zonas del globo y a distintas alturas.

La nueva aeronave FENYX no sólo garantizará la permanencia a largo plazo de la ICTS, si no que ampliará las capacidades existentes (autonomía, carga útil, alcance...), tanto a nivel nacional como en Europa.

Con esta aeronave se podrán realizar estudios en cualquier parte de la atmósfera terrestre por debajo de su techo de vuelo (25.000 ft), llegando a zonas remotas, como zonas polares o desérticas, no alcanzables con las aeronaves disponibles en la actualidad.

Este incremento de la capacidad investigadora incrementará el conocimiento sobre las características y el funcionamiento de la atmósfera y de aquellas características y fenómenos que suceden sobre la superficie terrestre, proporcionando datos que serán aplicables a multitud de campos de estudio, muchos de ellos en estrecha relación con el medio ambiente, que permitirán conocer mejor su situación actual, su evolución, cuáles son las amenazas que provocan su degradación, etc.; que permitirán reaccionar activamente para favorecer su preservación y finalmente, producirán una mejora de la calidad de vida de la Sociedad.

También se verán beneficiados los proyectos de investigación en los que empresas privadas colaboran con organismos de investigación para ampliar el conocimiento de las aeronaves, por ejemplo estudios aerodinámicos, de ruido o de formación de hielo. Por ejemplo, la Comisión Europea ha aprobado recientemente una subvención para el proyecto PHOBIC2ICE, en el que participa Airbus Defence and Space, el INTA y el CSIC, en colaboración con organismos de otros países, para estudiar materiales y nuevos recubrimientos que disminuyan la formación de hielo en aeronaves, incrementando así su seguridad. La nueva aeronave ampliará las capacidades existentes en la actualidad para llevar a cabo estos proyectos.

Además, FENYX tendrá capacidad para integrar hasta 10 equipos diferentes de investigadores, lo cual fomentará la colaboración entre grupos, nacionales o internacionales, así como la transferencia de conocimiento. Debido a la coexistencia de varios grupos científicos a bordo, se fomenta la investigación multidisciplinar (por ejemplo, realizar estudios microbiológicos a la vez que se toman datos meteorológicos o de física de la atmósfera) y la cooperación internacional.

Dimensiones éticas de la Observación de la Tierra: ¿Qué sabemos sobre nuestro Planeta y qué hacemos al respecto?

Chuvieco, E.

Grupo de Investigación en Teledetección Ambiental, Universidad de Alcalá, C/ Colegios 2, Alcalá de Henares, Madrid.
emilio.chuvieco@uah.es

Resumen: La teledetección facilita una enorme cantidad de datos sobre el sistema terrestre, complementando la información que nos proporciona la observación de campo y los modelos biofísicos. La información que facilitan las imágenes de satélite permite alimentar esos modelos y validar las estimaciones que realizan a distintos niveles de detalle, tanto espacial como temporal. Pero también las imágenes de satélite tienen un gran impacto visual sobre la percepción que las personas tienen de los problemas ambientales. Con mucha frecuencia se emplean por los medios de comunicación masiva para ilustrar desastres naturales, guerras o transformaciones producidas por los cambios climáticos o las actividades humanas. Como generadores de esa información, los especialistas en teledetección tenemos un interesante papel que jugar en cómo se comunican esas cuestiones ambientales y en qué medida influyen en las actitudes y decisiones que el común de la población toma ante tales cuestiones. En esta ponencia pretendo reflexionar sobre algunas dimensiones éticas que conlleva nuestra actuación como especialistas en observar fenómenos ambientales, tanto en lo que atañe al impacto en la sociedad de la información que manejamos, como a nuestra propia actitud ante esos problemas. Utilizando como ejemplo, el cambio climático plantearé algunos campos en donde esas dimensiones éticas son especialmente evidentes.

Palabras clave: ética, teledetección, percepción de problemas ambientales, cambio climático.

Ethical dimensions of Earth Observation: What do we know and what do we do about our planet?

Abstract: Satellite Earth Observation provides an enormous flow of data on many natural and social processes. This source of information complements our understanding of many Earth systems generated by other sources, such as field work or physical models. Satellite derived information is very useful to parameterize and validate climate or vegetation models, considering a wide range of both spatial and temporal detail. In addition, we should consider the great impact of satellite images on public perception of environmental problems. Very often, public media use satellite images to illustrate natural disasters, wars or land use transformations caused by climatic change or human activities. As specialists in generating such Earth Observation data we have a relevant role in communicating environmental issues to ordinary people, and in influencing the extent in which this communication affects their attitudes and values towards those issues. This paper reflects on some ethical dimensions of Earth Observation. Two aspects will be considered: how our processing of environmental data affects public attitudes, and how it affects our own perception and commitment towards environmental problems. I will use Climate Change to illustrate this reflection.

Keywords: Ethics, Earth Observation, Environmental Problems, Climate change.

1. INTRODUCCIÓN

La observación de la Tierra que realizan los satélites de recursos naturales ha pasado de ser una disciplina especializada, restringida al ámbito de quienes la cultivaban profesionalmente, a tratarse de una fuente de información utilizada generalizadamente, tanto por especialistas de otras ciencias como por una gran cantidad de personas que, curiosos, observan paisajes que conocen o que pretenden visitar. Las imágenes de satélite se emplean rutinariamente para ilustrar noticias que interesan a las personas de la calle, desde el impacto de catástrofes naturales, hasta conflictos bélicos o atentados terroristas (Chuvieco, 2016). Asimismo, múltiples expertos reconocen el papel del creciente acceso a los datos de satélite para mejorar la formación espacial de los alumnos de distintos niveles de enseñanza (Blank *et al.*, 2016; Xiang y Liu, 2017).

Si esto es así en la percepción pública del territorio, el papel de la teledetección como fuente de información

básica para otras ciencias es también cada vez más determinante, al ofrecer datos globales, actualizados, de áreas de difícil acceso y con una resolución espacial y temporal muy variada, que permite completar estudios a escalas locales, regionales y globales.

Esta visión más precisa de la evolución de muchos procesos que afectan al ambiente de nuestro planeta permite entenderlos mejor, gestionarlos mejor y prevenir mejor los posibles impactos de los distintos factores naturales o humanos. En esa medida, la información que proporciona la teledetección también lleva consigo unas consecuencias sobre nuestro compromiso ético, puesto que un mayor conocimiento también lleva consigo una mayor responsabilidad.

En esta comunicación reflexionaré sobre la importancia de los datos de satélite para entender mejor lo que ciertamente supone el problema ambiental más controvertido y complejo al que nos enfrentamos, el que implica modificar, artificialmente y en un periodo

relativamente corto de tiempo, el clima del planeta. Junto a ello, presentaré algunas implicaciones que, a mi modo de ver, se derivan de ese conocimiento, tanto en lo que respecta a nuestro papel como científicos y comunicadores de la ciencia, como a nuestro compromiso personal como ciudadanos.

2. RELEVANCIA DE LA TELEDETECCIÓN PARA EL ANÁLISIS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

A partir de la firma en 1992 del Tratado Internacional de Cambio Climático (UNFCC, por sus siglas en inglés), la actividad científica sobre esta cuestión se ha multiplicado exponencialmente. En mayo de 2017, cuando redactamos estas páginas, el término “*climate change*” devuelve un total de 3.220.000 resultados en el buscador académico de Google, de los cuales más de medio millón se han publicado en los últimos cuatro años. Son una simple indicación de la enorme cantidad y variedad de artículos e informes científicos sobre esta materia (no se consideran los publicados en otros idiomas) y, por tanto, de su relevancia científica. El último informe del IPCC sobre esta cuestión (Stocker et al., 2013) recoge más de seis mil citas en la misma fecha.

El cambio climático supone un vasto campo de investigación que aglutina materias muy variadas: climatología, glaciología, ecología, oceanografía, física de la atmósfera, economía, política, sociología y un largo etcétera. Esto explica parcialmente la diversidad y cantidad de estudios sobre esta cuestión, afectando a especialistas y temas muy variados.

Una parte relevante de esos estudios se alimenta de la información que proporcionan los distintos sistemas de teledetección, por lo que las agencias especiales han impulsado misiones específicas para observar los principales procesos que afectan y que impactan al clima del planeta. Seguramente uno de los más destacados ha sido el programa *Earth Observing System*, iniciado por NASA en 1999 con el lanzamiento del satélite *Terra* (el primero en incorporar, junto a otros sensores, el MODIS), que ha facilitado una enorme cantidad de estudios de ámbito regional y global para el análisis de tendencias ambientales. Junto a los satélites *Terra* y *Aqua* (que incluyó un segundo sensor MODIS, además de otros complementarios), NASA ha lanzado numerosos satélites orientados al análisis del sistema terrestre global, como *Icesat* (el primer satélite con Lidar altimétrico), *Aura*, *Cloudsat* y *OCO* (orientados a estudios atmosféricos) o el *NPP* (sucesor operativo de los *Terra-Aqua*). Estas misiones se han complementado con la financiación de equipos de investigación que han producido y puesto a disposición pública variables operativas a partir de los datos brutos, de tal forma que pueden descargarse libremente múltiples variables referidas a las condiciones del océano, la atmósfera y la tierra emergida (ver, entre otros lugares <https://modis.gsfc.nasa.gov/data/>, última consulta Mayo 2017).

La Agencia Espacial Europea (ESA) ha hecho también un gran esfuerzo en la misma dirección, desarrollando misiones experimentales para complementar la información que generaban otras agencias. Vale la pena destacar en esta sentido el programa *Climate Change Initiative* (<http://cci.esa.int/> última consulta Mayo 2017), que durante los últimos siete años ha permitido desarrollar series de datos globales y consistentes sobre trece variables de interés climático: aerosoles, nubes, gases de efecto invernadero, ozono, glaciares, hielo continental, cobertura del suelo, incendios, humedad del suelo, color del océano, hielo marino, nivel del mar, y temperatura del océano (Hollmann et al., 2013). Este programa supone la principal aportación de la ESA al programa internacional *Global Climate Observing System* (GCOS), que define una lista de variables climáticas esenciales que deberían generarse a partir de teledetección (GCOS, 2011).

3. ¿QUÉ SABEMOS ACTUALMENTE SOBRE CAMBIO CLIMÁTICO?

Por encima de las controversias públicas, más o menos interesadas o promovidas por determinados grupos de opinión, conviene subrayar que hay suficientes evidencias científicas para que podamos afirmar, con una considerable probabilidad, que el cambio climático es un fenómeno real, que está principalmente causado por la actividad humana, y que tiene impactos potencialmente graves en múltiples sistemas naturales y sociales, algunos de los cuales ya se están observando (National Research Council, 2010).

Algunas de las tendencias más significativas en este sentido serían:

- Dieciséis de los últimos diecisiete años han sido los más calientes del registro instrumental (>1880). El otro fue 1998, lo que da una idea clara de que la tendencia al calentamiento es bastante consistente. En el último año se ha registrado un aumento de la temperatura media del planeta de 0.99° frente a la media del periodo 1950-1980, según datos NASA y NOAA (<http://climate.nasa.gov/vital-signs/global-temperature/>, última consulta Mayo 2017).
- Se ha observado una pérdida de casi 4 millones de km² de hielo marino estival en el Ártico entre 1980 y 2015 a partir de datos de sensores de micro-ondas pasivas (<http://nsidc.org/arcticseaicenews/>, última consulta Mayo 2017). Aunque en la Antártida el efecto es menos evidente, también se observan pérdidas muy relevantes en el sector occidental, el más masivo (Shepherd et al., 2012).
- A partir de observaciones de terreno y con datos de satélites ópticos, observamos que la inmensa mayoría de los glaciares del mundo están perdiendo longitud y volumen, en distintas latitudes y hemisferios (Leclercq et al., 2014).
- Mediciones con altímetros radar han comprobado un aumento promedio del nivel del mar de unos 3.3 mm/año durante los últimos 20 años, con una clara tendencia ascendente (Cazenave y Cozannet, 2014).

En cuanto a las causas de ese calentamiento, no se observan variaciones orbitales de la Tierra en tan corto periodo de tiempo, ni un aumento de la radiación solar incidente, ni actividad volcánica excepcional u otros factores naturales. Si se observa, en cambio, y de modo nítido, un aumento de la densidad del anhídrido carbónico y otros gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera (Lauer *et al.*, 2017). Si comparamos con el periodo pre-industrial, hemos pasado de concentraciones de 280 a 400 ppm para el CO₂, de 700 a 1890 ppb para el CH₄ y del 270 al 325 ppb para el N₂O (<http://www.globalcarbonproject.org/>, última consulta Mayo 2017). El principal efecto térmico, en función de su abundancia, es el del CO₂ con un incremento radiativo estimado global de casi 2 W/m².

Tampoco cabe duda razonable sobre el origen de estos aumentos en la concentración de GEI. En cuanto al CO₂, la emisión procedente de volcanes se estima en torno al 1% de las emisiones de origen humano (Hards, 2005). De éstas, calculadas en unas 39,2 Gt de CO₂ anuales (<http://www.globalcarbonproject.org/>, última consulta Mayo 2017), se estima que el 90% proceden de la quema de combustibles fósiles y producción de cemento y el resto proviene del cambio de cobertura del suelo (degradación y quema de bosques que se convierten a cultivos).

Finalmente, en cuanto a los impactos previsibles de este calentamiento, la incertidumbre es mayor, ya que entra en juego la complejidad de los modelos climáticos y los escenarios de emisiones que puedan producirse. No obstante, conviene recordar que los centros meteorológicos más prestigiosos del mundo (*Hadley Center; MeteoFrance; Max Planck Institute, NOAA*) desarrollan modelos estimativos que muestran bastante convergencia en algunos parámetros (temperatura) siendo más inciertos en otros (como la precipitación o el viento). A partir de estos modelos se estiman las consecuencias previsibles para distintos escenarios, considerando generalmente valores tendencia entre distintos modelos, de cara a analizar si esos riesgos son más o menos probables (lo serían más cuando la mayor parte de los modelos estimen las mismas condiciones).

A partir de esas simulaciones, y más allá de que algunos lugares puedan verse beneficiados por el calentamiento (por ejemplo, temperaturas más benignas que puedan permitirles introducir nuevos cultivos), la velocidad y la magnitud de los cambios estimados apuntan a consecuencias muy negativas para el conjunto del planeta si se mantienen las actuales tasas de emisión. Entre los efectos sobre los que existe bastante consenso científico están el aumento del nivel del agua del mar (que podría alcanzar entre 45 y 80 cm para fines de siglo) con sus impactos sobre la enorme población costera del planeta y la frecuencia de inundaciones, las olas de calor, la pérdida de glaciares (impactando sobre todo a los países con menos capacidad de embalsar agua), la frecuencia de tormentas tropicales, y los cambios en los vectores de transmisión de algunas enfermedades.

4. ACTITUDES ÉTICAS ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO

En múltiples ocasiones se ha debatido sobre la supuesta objetividad de la ciencia a la hora de analizar los problemas ambientales y sociales. Ciertamente, la ciencia experimental debe separar nítidamente entre observaciones e interpretaciones de la realidad, pero a la vez tiene la responsabilidad de informar certeramente sobre las causas y las consecuencias previsibles de un determinado fenómeno. Este será una primera consecuencia ética ante el problema.

Puede ser útil ilustrar la relevancia de mantener la máxima honestidad posible en presentar los avances científicos de este problema ambiental, con el ejemplo de otra cuestión de gran impacto social que también tiene una base científica: el tabaquismo. Durante los años sesenta y setenta se comenzaron a evidenciar los impactos negativos para la salud del hábito de fumar. Los estudios científicos fueron haciéndose más concluyentes, hasta convertirse actualmente en una evidencia incontestable. En un reciente informe compilado por el departamento de salud y servicios humanos de EE.UU., se incluyen cifras verdaderamente demoledoras sobre el impacto que el tabaquismo (al que este informe denomina sin ambages, epidemia) ha producido en los últimos cincuenta años en ese país: 20 millones de muertes prematuras, con costes estimados (laborales y sanitarios) de 300.000 millones de dólares. Este informe, tras describir las enfermedades a las que está directamente ligado el tabaco, indica en un párrafo, que me parece especialmente demoledor, que “La epidemia del tabaco fue iniciada y se ha mantenido mediante estrategias agresivas de la industria del tabaco, que ha deliberadamente confundido al público sobre los riesgos de fumar cigarrillos” (US Department of Health Human Services, 2014: p. 7). No parece necesario citar aquí el paralelismo con posturas similares por parte de grupos económicos ligados a los combustibles fósiles.

Como científicos con conocimiento de los problemas ambientales, nuestra mejor contribución a su solución pasa por hacer buena ciencia, generando series temporales consistentes de datos precisos y exactos, con una adecuada estimación de sus incertidumbres asociadas. Ahora bien, me parece asimismo necesario apuntar nuestra responsabilidad para solucionar la raíz de los problemas que estudiamos. Considero que no basta con informar de las tendencias y sus riesgos asociados, sino que también nos corresponde involucrarnos más para revertirlas. A mi modo de ver, esto supone por un lado ser más activos en la divulgación del mejor conocimiento científico sobre las cuestiones ambientales que estudiamos, y por otro tener actitudes personales coherentes con nuestra visión de los problemas. Esto lleva consigo subrayar la dimensión ética de las cuestiones ambientales (Burgui y Chuvieco, 2017), lo que a su vez también supone considerar los impactos de todo tipo que cada solución a un determinado fenómeno implica, los agentes afectados por la misma y los valores que promueve o enturbia.

Ante un problema de dimensiones globales es fácil tomar actitudes displicentes, derivar responsabilidades en otros,

apuntar a fuerzas sociales que tienen una repercusión más efectiva en los problemas y en las soluciones. Pero las actitudes sociales son siempre una suma de las actitudes personales, y un comportamiento tibio o indiferente de quienes cabría esperar una postura más firme, precisamente por conocer la gravedad del problema, tiene un impacto relevante en la opinión pública. Por otra parte, la influencia directa de nuestra actividad, por ejemplo en el campo docente o en la formación de jóvenes investigadores, me parece que sólo es posible cuando existe un compromiso personal que permita extender las actitudes y los valores que necesitamos para cambiar la situación actual, ambientalmente insostenible. Como sabidamente ha escrito el papa Francisco, la solución a los problemas actuales no puede restringirse a medidas urgentes y parciales. Es algo más profundo: “Debería ser una mirada distinta, un pensamiento, una política, un programa educativo, un estilo de vida y una espiritualidad que conformen una resistencia ante el avance del paradigma tecnocrático” (Papa Francisco, 2015: n. 194). En suma, se precisa un cambio profundo para revertir las tendencias que están detrás del concepto actual de desarrollo, re-orientándolo hacia un progreso que sea compatible con las demandas de la población más vulnerable y garantice la conservación de la naturaleza. Junto a proponer ese nuevo modelo de progreso, me parece que como científicos ambientales también nuestro tenor personal debería reflejar los valores de sostenibilidad que proponemos. Esto afecta a múltiples ámbitos, desde nuestra forma de transportarnos a nuestro consumo, el tipo de energía que consumimos o la forma de alimentarnos. Está en juego mucho, y aunque nuestra contribución personal sea muy pequeña, me parece muy relevante que vaya en la misma línea que marca nuestro mejor conocimiento científico de los problemas. Revertir procesos de gran calado no está en nuestra mano, pero creo imprescindible que seamos parte de la solución y no del problema. La bella imagen de nuestro planeta que nos ofrecen los satélites de teledetección nos servirá de estímulo para donarla en su integridad, reparando los daños ya causados, a las generaciones futuras.

5. REFERENCIAS

Blank, L.M., et al. 2016. Factors Affecting Student Success with a Google Earth-Based Earth Science Curriculum. *Journal of Science Education and Technology*, 25, 77-90.

Burgui, M., Chuvieco, E. 2017. *Dimensiones éticas en los dilemas ambientales: estudio de casos*. Ediciones Internacionales Universitarias, Madrid.

Cazenave, A., Cozannet, G.L. 2014. Sea level rise and its coastal impacts. *Earth's Future*, 2, 15-34.

Chuvieco, E. 2016. *Fundamentals of Satellite Remote Sensing: An Environmental Approach*. CRC Press, Boca Raton (FL).

GCOS 2011. *Systematic observation requirements for satellite-based products for climate, 2011 update*. World Meteorological Organization. WMO GCOS Rep. 154, Geneva, Switzerland.

Hards, V. 2005. *Volcanic contributions to the global carbon cycle*. British Geological Survey, Nottingham, UK.

Hollmann, R., et al. 2013. The ESA Climate Change Initiative: satellite data records for essential climate variables. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 94, 1541-1552.

Lauer, A., et al. 2017. Benchmarking CMIP5 models with a subset of ESA CCI Phase 2 data using the ESMValTool. *Remote Sensing of Environment*, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.01.007>.

Leclercq, P. W., et al. 2014. A data set of worldwide glacier length fluctuations. *The Cryosphere*, 8, 659-672.

National Research Council 2010. *Advancing the Science of Climate Change*. The National Academy Press, Washington, D.C.

Papa Francisco. 2015. *Laudato si*, Vaticano.

Shepherd, A., et al. 2012. A reconciled estimate of ice-sheet mass balance. *Science*, 338, 1183-1189.

Stocker, T.F., et al., editores. 2013. *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.

US Department of Health Human Services 2014. *The health consequences of smoking—50 years of progress: a report of the Surgeon General*. US Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention, National Center for Chronic Disease Prevention and Health Promotion, Office on Smoking and Health, Atlanta, GA.

Xiang, X., Liu, Y. 2017. Understanding ‘change’ through spatial thinking using Google Earth in secondary geography. *Journal of Computer Assisted Learning*, 33, 65-78.

Aplicaciones de la plataforma de aprendizaje de teledetección RS-Educa en el análisis y evaluación de los incendios forestales

Fernández-Manso, A. ⁽¹⁾, Quintano, C. ⁽²⁾, Fernández-Manso, O. ⁽³⁾

⁽¹⁾ Departamento de Ingeniería y Ciencias Agrarias, Universidad de León, Av. Astorga s/n, 24400-Ponferrada, España.

⁽²⁾ Departamento de Tecnología Electrónica, Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible, Universidad de Valladolid – INIA, C/Francisco Mendizábal, s/n, 47014-Valladolid, España.

⁽³⁾ Agencia de Protección Civil, Junta de Castilla y León, Valladolid, España.

Resumen: El proyecto RS-Educa ha sido desarrollado para servir como una herramienta educacional en Teledetección que cubra el vacío existente en lengua española. Este proyecto tiene tres importantes componentes: a) *software* de uso sencillo, b) materiales educativos que fomentan el autoaprendizaje, y c) una plataforma educacional (www.rs-educa.org). Este trabajo presenta las utilidades del proyecto y su aplicabilidad al desarrollo de talleres teórico-prácticos relacionados con la enseñanza de las técnicas de teledetección aplicables al estudio de los incendios forestales: evaluación de daños, cartografía de la severidad y seguimiento de la regeneración post-incendio. En concreto, se presentan las experiencias realizadas dentro las actividades formativas del Máster “FUEGO – Ciencia y Gestión Integral” impartido conjuntamente entre las universidades de Córdoba, León y Lleida. En este estudio se presenta la metodología y las prácticas desarrolladas utilizando RS-Educa para el estudio del gran incendio forestal de Arenas de San Pedro del año 2009 utilizando imágenes MODIS y Landsat 5.

Palabras clave: Software de procesado de imágenes, teledetección, incendios forestales, innovación educativa, aprendizaje orientado a proyectos.

Abstract: *The aim of the RS-Educa project has been to become an educational tool for remote sensing, covering the gap that exists in Spanish language. The project has three main components: a) an easy and user-friendly software, b) educational materials that promote self-learning, and c) an educational web site (www.rs-educa.org). This paper shows the RS-Educa usefulness and its applicability to the development of theoretical and practical workshops related to the instruction of remote sensing applied to forest fires: damage assessment, severity mapping, and post-fire regeneration monitoring. We describe the RS-Educa use within the master “FIRE: Science and management”, provided jointly by the Universities of Córdoba, León and Lérida. Specifically, the method and practicums, based on RS-Educa, to analyse the large forest fire of Arenas de San Pedro (2009) using MODIS and Landsat 5 data, are explained.*

Keywords: *Image processing software, remote sensing, forest fires, educational innovation, project-oriented learning.*

1. INTRODUCCIÓN

El uso de datos que proporcionan los satélites de observación de la Tierra en la prevención y evaluación de los incendios forestales se ha desarrollado notablemente en las últimas décadas. El rango de técnicas y sensores empleados en este tipo de aplicaciones es muy amplio. La Teledetección, y sus técnicas, son cada vez más utilizadas como fuente de información en el estudio y seguimiento de los incendios forestales. Las imágenes de satélite se están empleando cada vez con más asiduidad para detectar, identificar, clasificar, evaluar y medir estos daños (Chuvieco, 2009).

Entre los objetivos de la Comisión VI (Comisión de Educación) del *Working Group of International Society for Photogrammetry and Remote Sensing* (ISPRS) se destaca la necesidad de desarrollar, analizar y promocionar materiales formativos relacionados con la enseñanza-aprendizaje de la Teledetección. El aprendizaje de la Teledetección requiere adquirir unos conocimientos teóricos claros y concisos. Esta teoría debe completarse con ejemplos y supuestos prácticos que la acerquen a la realidad y sepan transmitir al usuario ideas, metodologías y formas de actuar que sean lógicas y cercanas a la realidad, que lo doten de competencias (Fernández-Manso y Quintano,

2012). La plataforma de aprendizaje de la Teledetección RS-Educa ha desarrollado bajo las premisas anteriores tres importantes componentes: a) software de uso sencillo, b) materiales educativos que fomentan el autoaprendizaje, y c) un espacio web con recursos educativos (www.rs-educa.org).

Desde el año 2010, más de 300 alumnos han participado en este proyecto educativo, de los cuales 80 han cursado la asignatura Teledetección Aplicada a los Incendios Forestales dentro del Máster inter-universitario “FUEGO – Ciencia y Gestión Integral”. En esta asignatura se pretende que los alumnos adquieran los conocimientos y habilidades de Teledetección necesarios para apoyar el ciclo global de trabajos relacionados con los incendios forestales: prevención, detección-alerta, diagnóstico-seguimiento, evaluación-análisis y restauración forestal. A partir de ellos se podrá comprender y explicar las ventajas y desventajas de la Teledetección en comparación con las mediciones de campo, y entender y ser capaz de utilizar la Teledetección de forma eficiente. El aprendizaje de esta asignatura se ha basado en el uso de unos materiales educativos bajo el soporte de la plataforma RS-Educa aplicados a un estudio de caso real como es el análisis del incendio de Arenas de San Pedro (2009).

La utilización de RS-Educa ha permitido que los estudiantes: 1.- adquieran tanto conocimiento como competencias relacionados con el ciclo integral de los incendios forestales, 2.- asuman un papel activo y protagonista en su aprendizaje, y 3.- trabajen con sistemas de aprendizaje *on-line* y con herramientas digitales (TICs) (Quintano y Fernández-Manso, 2012). El alumno mejora la retención de la información, puesto que al utilizar situaciones de la realidad recuerda con mayor facilidad la información, ya que ésta es más significativa. Se retiene sólo un 10% de lo que se lee, un 20% de lo que se escucha, pero hasta un 90% de los que se hace y dice.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio del proyecto educativo

El área de estudio se encuentra en el centro de España (provincia de Ávila), en la base de la Sierra de Gredos central. Esta región tiene una topografía irregular, con altitudes comprendidas entre los 500 msnm en el valle del río Tíetar a 2300 msnm en algunos de los picos más altos. La temperatura media en verano en esta región es de 33°C mientras que la temperatura media en invierno se reduce a 1°C. La precipitación promedio es de 1200 mm por año, sin embargo, durante los meses de verano se reduce a alrededor de cero. De acuerdo con el Mapa Forestal Español, *Pinus pinaster* Ait. es la especie principal, seguido de *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Will.

El incendio estudiado de forma integral en las prácticas comenzó el 28 de julio de 2009 y duró tres días, quemando aproximadamente 420 km² de áreas boscosas. Las condiciones excepcionalmente secas, las altas temperaturas y los fuertes vientos ayudaron a su propagación.

Como material para la práctica fueron utilizadas imágenes del sensor TM a bordo del Landsat 5 tanto del pre-incendio como posteriores al incendio. Las imágenes sin nubes fueron localizadas y descargadas desde el Servicio Geológico de EE.UU. (USGS) (<http://glovis.usgs.gov/>). Todas las imágenes tenían el nivel de procesado L1G (corrección sistemática), proporcionando una precisión sistemática radiométrica y geométrica, la rotación de escena y la georreferenciación en la proyección cartográfica UTM. Estas imágenes también fueron radiométrica y geoméricamente corregidas. En la Figura 1 se representa el perímetro del incendio estudiado y un detalle de los niveles de severidad definidos. También se utilizaron para las prácticas imágenes procedentes del sensor MODIS a bordo del satélite Terra. Concretamente los productos de reflectividad diaria, MOD09GQ, e índices de vegetación, MOD13Q1.

2.2. Metodología

En cuanto a la metodología empleada, en la figura 2 se representa el diagrama de flujo de las prácticas desarrolladas. En concreto, se realizará un análisis previo en el que se incluye un estudio de la separabilidad y la interpretación visual del área quemada. Como núcleo de las prácticas se realizará una evaluación de daños

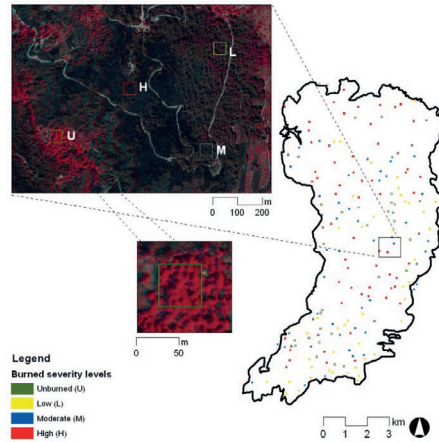


Figura 1. Perímetro del incendio estudiado y detalle de los niveles de severidad considerados.

(perímetro de incendios y severidad), una cartografía de las áreas de urgente restauración y un seguimiento de la regeneración post-incendio. La experiencia educativa se apoya en las siguientes prácticas:

- Módulo 1. Estudio inicial
 - P0: Presentación: estudio de caso
 - P1: Análisis de la separabilidad
 - P2: Análisis visual
- Módulo 2. Cuantificación del área quemada
 - P3: Índices y transformaciones
 - P4: SMA – mezclas espectrales
 - P5: Análisis multitemporal
 - P6: Estudio de la fiabilidad
- Módulo 3. Estudio de la severidad
 - P7: dNBR y estudio de la severidad
- Módulo 4. Seguimiento de la regeneración
 - P8: Estudio de la regeneración

La propuesta se desarrolla en forma de taller utilizando como referencia el Aprendizaje Orientado a Proyectos (Fernández-Manso y Quintano, 2012).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como punto de partida el alumno ha realizado una aproximación territorial a la zona de estudio centrándose en los aspectos más relevantes para el análisis del incendio forestal de Arenas de San Pedro – Ávila (2009). Una vez revisada la importancia del territorio sobre el incendio se presentarán la información imprescindible sobre el incendio, su evolución, área quemada, severidad y evolución de la regeneración.

Las primeras preguntas a las que se enfrenta el alumno en las prácticas es conocer qué bandas del Landsat 5 son las más adecuadas para estudiar áreas quemadas. Para ello, el alumno realiza un estudio de la separabilidad espectral. En la Figura 3 se puede observar el resultado de esta práctica en la que el alumno llega a determinar la importancia de las bandas infrarrojas en el estudio de los incendios forestales (bandas 4, 5 y 7)

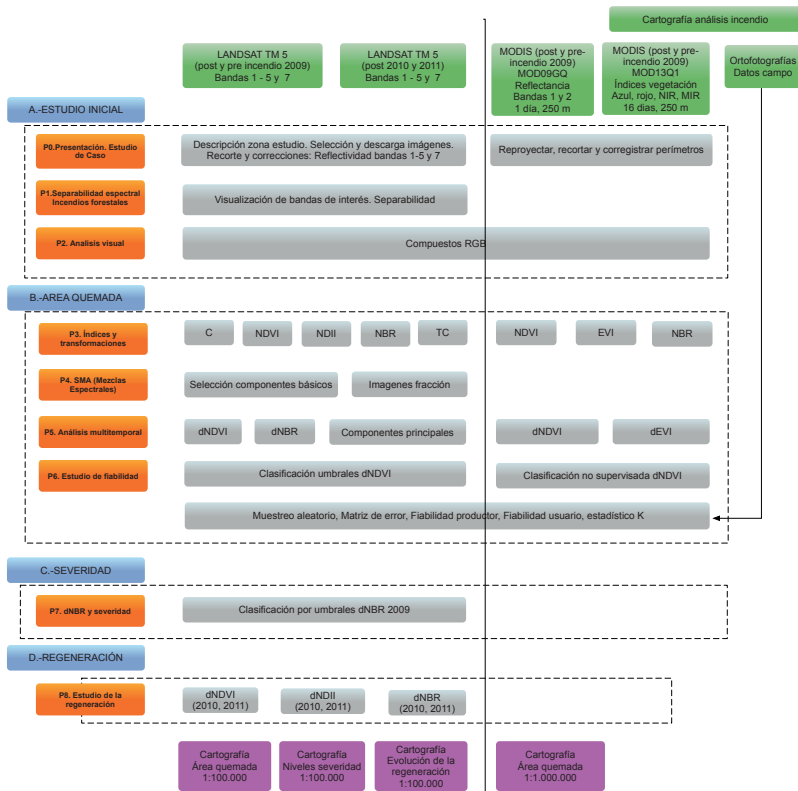


Figura 2. Diagrama de flujo de las prácticas desarrolladas

El siguiente paso en el desarrollo de las prácticas pretende que el alumno sea capaz de interpretar de forma visual cuál es la respuesta espectral del área quemada y la severidad en distintas bandas y comprobar la relación que tiene con otros objetos de la imagen. También será capaz de identificar qué compuestos RGB son los más apropiados para el estudio visual de los incendios forestales. El software RS-EducA permite realizar composiciones de color de imágenes de forma sencilla por lo que alumno autónomamente puede realizar esta práctica.

El módulo central de las prácticas es el 2º. En este módulo se aprende a realizar una cuantificación del área quemada siguiendo diferentes técnicas y comparándolas. En concreto se utilizan índices de vegetación y transformaciones, análisis de mezclas espectrales y análisis multitemporal. El módulo termina con un completo estudio de la fiabilidad.

En la primera práctica de este segundo módulo (P3) el alumno es capaz de realizar e interpretar las principales transformaciones que habitualmente se realizan con imágenes de satélite en el estudio de incendios forestales como índices de vegetación (NDVI, NBR, etc.), componentes principales y *Tasseled Cap*. En la Figura 4 se representa una ventana de análisis y la imagen veredor de la transformación *Tasseled Cap*.

En la práctica P4 se realiza un análisis de mezclas espectrales (SMA). El objetivo es que al terminar la práctica el alumno sepa obtener las firmas espectrales de los componentes básicos que caracterizan un incendio forestal, el suelo y la vegetación. Y sepa realizar la descomposición espectral de una imagen de satélite en sus componentes básicos para poder estudiar posteriormente el área quemada, la severidad y la regeneración post-incendio. El análisis de mezclas espectrales está implementado de forma sencilla en el

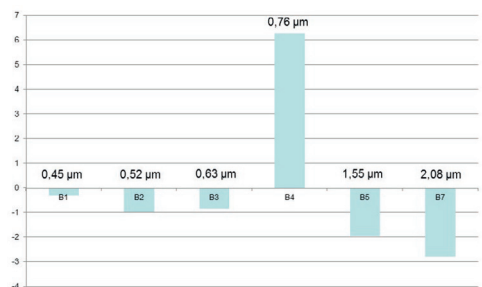


Figura 3. Resultados de la práctica del análisis de la separabilidad (eje x: longitud de banda, eje y: medida de separabilidad).

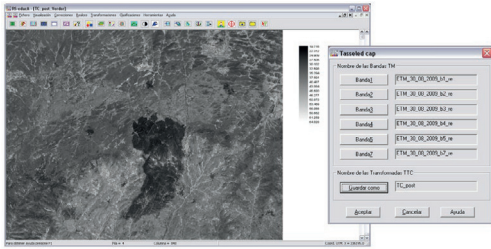


Figura 4. Aplicación de la transformación Tasseled Cap software RS-EducA, en las figura 5 y 6 se representa la forma de realizar la selección de los componentes básicos y las imágenes vegetación y sombra resultado de la descomposición espectral.

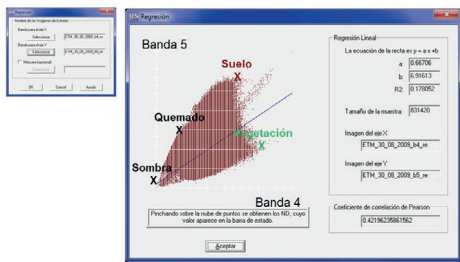


Figura 5. Selección de componentes básicos con RS-EducA.

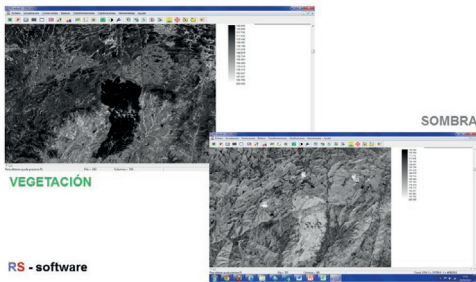


Figura 6. Imágenes fracción vegetación y fracción sombra obtenidos con RS-EducA.

En la práctica 5 se realiza un análisis multitemporal aplicado al estudio de un incendio forestal. La técnica permite detectar los cambios bruscos producidos entre imágenes de diferentes fechas como un incendio forestal e interpretar los resultados reconociendo en la imagen la variación ocurrida en la vegetación. Para terminar este módulo el alumno aprende a realizar un estudio de la fiabilidad asociada a la clasificación temática en las clases “Quemado” y “No quemado” (P6). El tercer módulo del curso se dedica al estudio de la severidad. En la práctica 7 se pretende que el alumno sea capaz de realizar un análisis completo de la severidad a través de la utilización del dNBR y la elaboración de un mapa temático de niveles de severidad. En la Figura 7

se representa una imagen dNBR, y en la Figura 8 su clasificación en tres niveles de severidad.

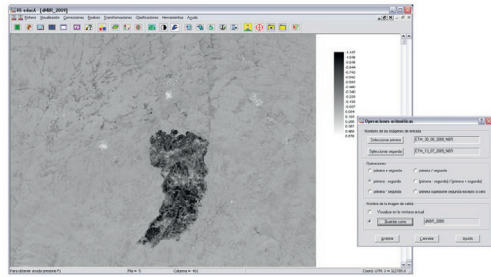


Figura 7. Imagen del Landsat dNBR.

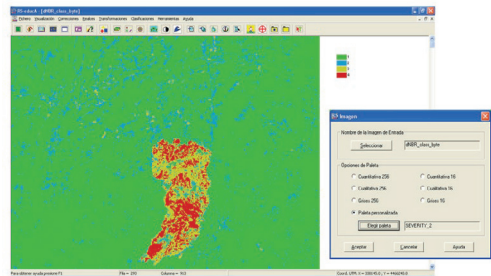


Figura 8. Cartografía de la severidad.

El módulo 4 pretende que el alumno sea capaz de realizar un análisis completo de la evolución de la vegetación post-incendio utilizando dNDVI y dNBR.

4. CONCLUSIONES

La utilización de la plataforma RS-EducA junto con un conjunto de prácticas específicas está permitiendo introducir la formación de la Teledetección en el personal especializado en incendios forestales. Sin embargo, no hay que olvidar que se trata de un programa educativo y no profesional, con todo lo que esto supone. El proyecto RS-EducA ha permitido que en una asignatura con una carga de sólo 2,5 créditos se pueda tener una formación básica en Teledetección. El software RS-EducA permite además una sencilla migración a programas informáticos profesionales.

5. BIBLIOGRAFÍA

Chuvieco, E. (Ed.). 2009. *Earth observation of wildland fires in Mediterranean ecosystems*, Berlin Heidelberg, Springer

Fernández-Manso, A., Quintano, C. 2012. *RS-EducA®: Aplicación de las TIC's en el desarrollo de UNA plataforma multiaprendizaje para la innovación educativa en la enseñanza de la teledetección. Premios Innovación en la Enseñanza*. Ed. Consejo Social Universidad de León.

Quintano, C., Fernández-Manso, A. 2012. *International Symposium on Innovation and Quality in Engineering Education*. Valladolid (Spain), 26th - 28th April 2012.

Investigar aprendiendo: Calidad de Agua mediante Teledetección

Domínguez, J. A. ⁽¹⁾, Morán, J. T. ⁽²⁾, Baena, R. ⁽³⁾, Soria, X. ⁽⁴⁾, Soria, J. ⁽⁵⁾, Caselles, V. ⁽⁶⁾

⁽¹⁾Departamento de Física Matemática y de Fluidos. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Educación a Distancia. España.

⁽²⁾Parque Científico. Unidad de Zoología Marina. Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Universitat de València. Valencia, España.

⁽³⁾Departamento de Ingeniería Cartográfica y del Terreno. Escuela Politécnica Superior de Ávila. Universidad de Salamanca, Salamanca, España.

⁽⁴⁾Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Universitat de València, Valencia, España.

⁽⁵⁾Departamento de Microbiología y Ecología. Facultad de Ciencias Biológicas. Universitat de València Valencia, España.

⁽⁶⁾Departamento de Física de la Tierra y Termodinámica. Facultad de Física. Universitat de València Valencia, España.

Resumen: Presentamos los resultados de las 1ª y 2ª ediciones del curso *Certificado Universitario en Estudio de Contaminación de Aguas mediante Teledetección*, que se imparte en línea en la Universitat de València. El curso tiene como objetivo formar en el campo de la calidad y de la gestión del agua y en el tratamiento de la contaminación térmica y de los vertidos para su gestión. Es un curso totalmente práctico que utiliza datos reales de los embalses de la Confederación Hidrográfica del Ebro tomados entre 2013 y 2015, en el que se estudian las propiedades ópticas del agua, correcciones atmosféricas, desarrollo de algoritmos, eutrofización y detección de masas de aguas contaminadas mediante imágenes del satélite Landsat 8.

Palabras clave: Calidad de agua, Desarrollo de algoritmos y validación, Landsat 8, Eutrofización, Contaminación térmica del agua, Contaminación debido vertidos de crudos.

Research through learning: Water Quality by Remote Sensing

Abstract: We present the results of the 1st and 2nd Editions of the University Certificate Course on Water Pollution with Remote Sensing, an online course at the University of Valencia. This course has as an aim to train in the field of water quality and management and in the treatment of thermal and oil spill pollution. It is a fully practical course using real data from the reservoirs of the El Ebro basin between 2013 and 2015, in which optical properties of water, atmospheric corrections, algorithm development, eutrophication and detection of contaminated water masses using satellite images Landsat 8 are studied.

Keywords: Water quality, development and validation of algorithms, Landsat 8, eutrophication, thermal pollution, oil spills pollutions.

1. INTRODUCCIÓN

La complejidad de estudiar los ecosistemas acuáticos continentales y la calidad del agua de los mismos mediante teledetección fue una disciplina de la teledetección realizada por muy pocos centros de investigación. La implementación de la Directiva Marco del Agua y la necesidad de disponer de una herramienta de gestión rápida y eficaz coincidente con el desarrollo de herramientas de teledetección para tal uso hace necesario profesionales que aborden los diversos retos en este campo. La experiencia en la impartición de clases en diversos masters, así como el curso de doctorado del antiguo plan de estudio de la Universidad Nacional a Distancia de calidad de agua mediante teledetección cuyo resultado fue el libro titulado “Estudio de Aguas Continentales mediante Teledetección” (Domínguez et al., 2011). La reunión mantenida en la Universitat de València en octubre del 2014 una vez impartida la conferencia de inauguración del curso 2014-15 sobre

calidad de agua mediante teledetección concluyó con la necesidad de mantener la formación de esta disciplina de teledetección mediante la impartición de un máster en la Universitat de València con el objetivo de formar a profesionales que continúen el desarrollo y actividades de calidad de agua mediante teledetección.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El curso está planteado desde el aula virtual de la Universitat de València que permite a los alumnos acceder a foros de discusión y a las actividades del siguiente temario:

Tema 1: Bases de Teledetección.

Lección 1.1. Conceptos básicos de teledetección.

Lección 1.2. Temperatura superficial del agua.

Tema 2: Aplicaciones Acuáticas de la Teledetección.

Lección 2.1. Propiedades ópticas del agua.

Lección 2.2. Corrección atmosférica en zonas de agua.

Lección 2.3. Cartografía temática de masas de agua.

Tema 3: Contaminación de masas de agua.

Lección 3.1. Legislación actual de las masas de agua: Eutrofización.

Lección 3.2. Contaminación térmica y por hidrocarburos.

Lección 3.3. Planificación y desarrollo de proyectos de contaminación de masas de agua.

El curso es un curso práctico con una introducción teórica en cada tema apoyada con información externa mediante la incorporación de nuevas publicaciones y presentaciones que aparecen en la red, esta información se distribuye a través de los foros que sirven también de centro de ayuda para la realización de los ejercicios.

El material de los ejercicios según el tema procede de datos reales de campo (campana de radiometría en los embalses de la Confederación Hidrográfica del Ebro durante las campañas 2013-15) y imágenes Landsat 8.

2.1. Datos de campo

Los datos de campo de temperatura y variables físico-químicas se han obtenido mediante un perfilador Seabird SBE-19 CTD de superficie al fondo (<http://www.seabird.com/sbe19plusv2-seacat-ctd>). La concentración de clorofila-a fue medida mediante un fluorímetro conducido acoplado al CTD. La turbidez fue determinada a 400 nm en laboratorio, concentración de sólidos en suspensión y materia orgánica suspendida (determinados por filtrado y secado a 105°C y posterior incinerado a 460°C). Además se proporciona la transparencia medida mediante la profundidad de visión en metros del disco de Secchi (SD) (Dominguez et al., 2009). Los datos de radiometría dentro y fuera del agua fueron adquiridas con el radiómetro sumergible HydroRad-1 (figura 1) (<http://www.hobilabs.com/cms/index.cfm/37/152/1269/1270/2025/165557.htm>):

1.-Medidas de irradiancia a diferentes profundidades.

2.-Librería espectral obtenida a partir de las medidas de radiancia siguiendo los protocolos de la NASA (Fargion y Mueller 2000).

2.2. Tratamiento de las imágenes

Las imágenes Landsat 8 son descargadas de la web del USGS. El tratamiento de las imágenes se realiza mediante el software libre SNAP desarrollado por la ESA y de gran utilidad para la formación de profesionales. El tema de la corrección atmosférica es abordado desde dos aspectos muy diferentes: teórico y práctico. Se estudia los principales métodos de corrección atmosférica utilizados en las imágenes de los satélites Landsat para masas de agua: Corrección de Gilabert (Gilabert, et al., 1994), QUAC, FLAASH y ATCOR. Se realiza un análisis de diversos algoritmos los cuales son aplicados a las imágenes de agua obtenidas por los alumnos mediante el análisis del histograma de la banda del infrarrojo cercano (Peña y Serrano 1992). Además, se estudian nuevos algoritmos desarrollados con los datos de campo y evalúa cuales son los que van a utilizar para realizar la cartografía temática.

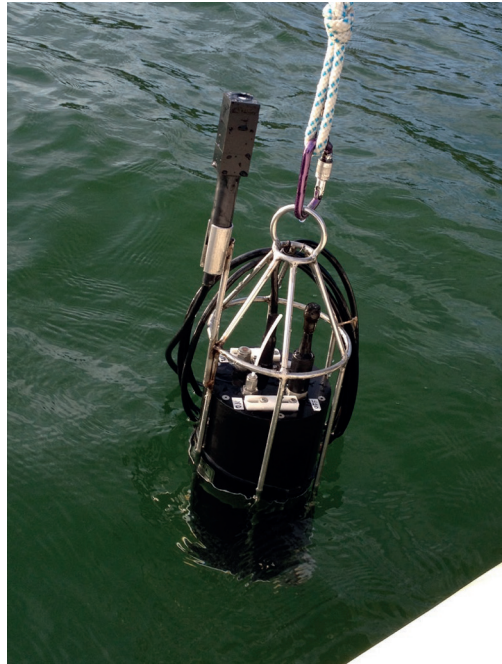


Figura 1. Espectrorradiómetro HydroRad-1 preparado para la realización del perfil vertical.

2.3. Teledetección como herramienta de vigilancia y control en masas de agua

La cartografía temática permite obtener el estado trófico mediante la determinación de la media de las diversas variables en toda la masa de agua de los embalses el año 2015. Los datos obtenidos mediante teledetección se compara con los datos proporcionados por la Confederación del Ebro durante el mismo periodo. El segundo ejercicio de vigilancia se realiza mediante la localización de masas de aguas con contaminación térmica. Un último sistema de control se plantea en la localización de masas de aguas con vertidos de aceites a partir de imágenes multispectrales.

3. RESULTADOS

El resultado final es que el alumno entiende la complejidad y la diferencia de la teledetección en el mundo acuático respecto a las cubiertas terrestres.

3.1. Propiedades ópticas del agua

La determinación del coeficiente de atenuación difusa K_d y analizar a que profundidad llega la luz para cada longitud de onda (Figura 2) a partir de los datos radiométricos plantea la primera diferencia con el medio terrestre ya que para cada variable el sensor observa una columna de agua determinada y diferente según la variable limnológica estudiada.

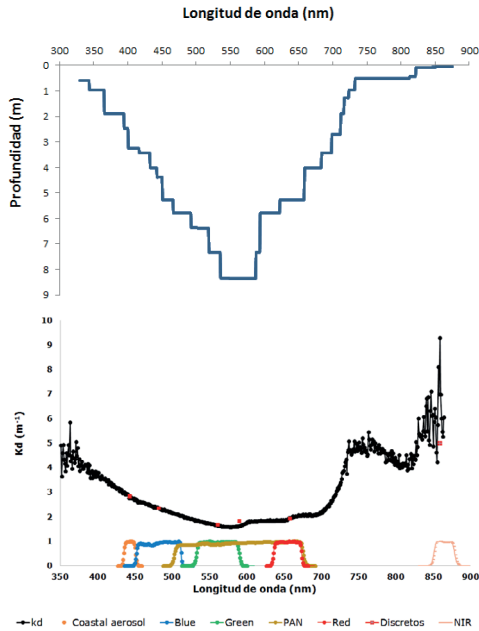


Figura 2. En la parte superior, profundidad a la cual llega la luz en el caso de un embalse mesotrófico donde prof. SD = 3 m. En la parte inferior, coeficiente de atenuación difusa, bandas del sensor OLI y valores del coeficiente de atenuación para cada banda OLI.

3.2. Mapas temáticos

La evaluación de la cartografía temática en función de los diversos algoritmos, así como su comparación con los datos de campo y los disponibles en la web de la Confederación Hidrográfica del Ebro, permiten analizar la sensibilidad del procedimiento. Determinado el algoritmo a utilizar en todos los embalses se tiene que decidir y justificar el valor que toma para definir el estado trófico de cada masa de agua a lo largo del periodo de estudio, en el cual tienen varias imágenes de un mismo embalse ya que el estado trófico se determina a partir del valor medio anual de un único punto del embalse cerca de la presa. El estado trófico obtenido mediante teledetección es más elevado que el proporcionado por la Confederación Hidrográfica del Ebro debido a que a partir de las imágenes se evalúa toda la masa de agua y no un único punto (Figura 3). La precisión en la cartografía temática es un factor esencial para la credibilidad de la información que se aporta, y ésta se realiza mediante la comparación de los datos de campo con los valores obtenidos en las imágenes (Figura 4).

La localización de masas de agua contaminadas térmicamente mediante las banda térmica de los sensores Landsat se considera una herramienta útil y de rápida realización. Sin olvidar que una vez localizada la masa contaminada térmicamente es un problema a resolver y a ajustar a la legislación vigente, la Directiva Marco del Agua (Figura 5).

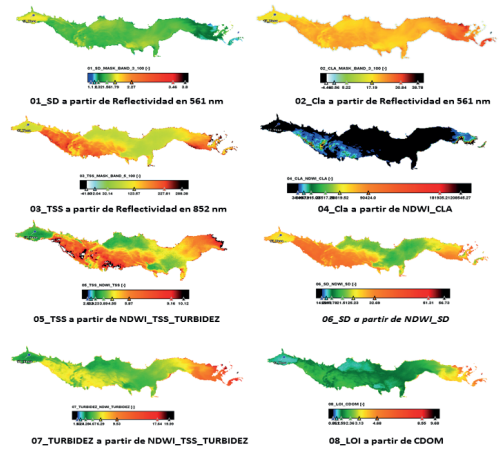


Figura 3. Evaluación de la cartografía temática en función del algoritmo aplicado a la imagen del sensor OLI (Embalse de Yesa).

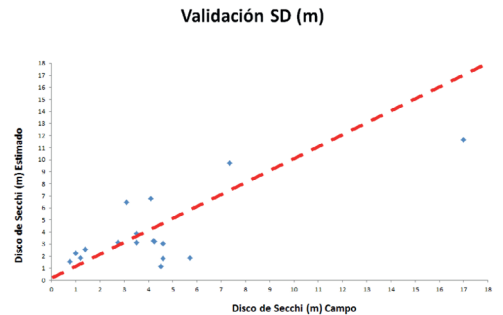


Figura 4. Validación de la cartografía temática obtenida de la transparencia medida mediante el disco de Secchi.

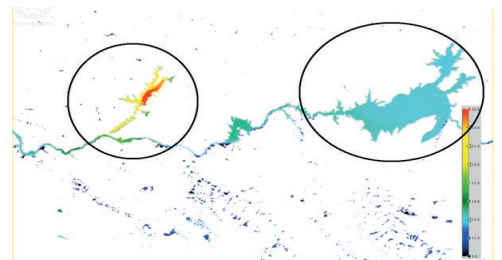


Figura 5. Vista detallada del embalse de Almaraz–Arrocampo (círculo izquierdo) y el embalse de Valdecañas (círculo derecho). La leyenda permite ver la diferencia de temperatura desde el valor mínimo de 9°C hasta 25°C de la temperatura máxima.

La localización de masas de contaminada por un vertido de aceite mediante imágenes multispectrales presenta un grado mayor de dificultad ya que no se obtiene de forma rápida y directa si no que es necesario un mayor análisis de la imagen, incluso el uso de imágenes radar para su rápida localización.

4. DISCUSIÓN

Una vez finalizado el curso se realiza una encuesta para conocer la opinión de los alumnos y mejorar en años sucesivos. Las encuestas muestran que en el presente curso, los alumnos entienden el comportamiento de la luz en una masa de agua, que es muy diferente del comportamiento sobre cualquier otro tipo de superficie en el rango óptico debido a que la luz penetra hasta varios metros de profundidad en función de la longitud de onda y de las condiciones medioambientales en las cuales se encuentre. Así como el comportamiento en el rango térmico y la limitación de la teledetección para obtener perfiles verticales de temperatura. El análisis de los diversos métodos de corrección atmosférica se realiza a nivel teórico animando al alumno a que profundice en este, aunque ellos hubieran preferido el uso de una corrección atmosférica de libre uso. En futuros cursos se utilizará la corrección atmosférica ACOLITE desarrollada por la NASA para imágenes del satélite Landsat 8 y Sentinel 2 para zonas de agua. El conocimiento del comportamiento del espectro continuo y su transformación a las bandas del sensor OLI permite al alumno adquirir la habilidad de transformar información de todo el rango espectral en unas pocas bandas. Así como hasta qué profundidad llega la energía en cada banda. Esto les permite razonar la dificultad de encontrar algoritmos según las bandas del sensor multispectral utilizado. Un ejemplo sencillo de entender la razón por la cual la concentración de sólidos en suspensión es fácil de detectar mediante los sensores Landsat, es que en la banda del infrarrojo cercano no hay otro elemento que interacciona con la energía y la energía penetra unos pocos centímetros como se puede observar en la Figura 2. La diversidad de algoritmos existentes explica la variedad en la diversidad de tipos de masas de agua; sin embargo, hay variables cuyos errores son mínimos, aunque se cambie el algoritmo, siempre que las masas de agua se encuentren en el mismo rango del valor de la variable. Estas variables son la concentración de sólidos en suspensión y la transparencia medida mediante el disco de Secchi, debido a que estas variables utilizan bandas espectrales cuya profundidad coincide con la profundidad en la cual se toma la muestra de campo

La conclusión a la cual llegan los alumnos es que la teledetección es una herramienta que no está siendo utilizada por los gestores porque no hay profesionales que afronten el tratamiento de las imágenes. La detección de contaminación térmica, así como de vertidos de aceites y/o crudos hace de la teledetección una herramienta de alerta, sin olvidar el seguimiento de la calidad de agua y la detección de cianobacterias, algunas de las cuales son tóxicas. Sin embargo, consideran que el presente curso es muy denso y sería necesario más tiempo de dedicación

por su parte. Esta observación realizada por los alumnos es considerada injustificada por el equipo docente ya que la planificación del curso está pensada en un ejercicio por mes, en el cual la primera semana se realiza el ejercicio, la segunda se repasa e interacciona con el foro, la tercera y cuarta semana se profundiza y consolida los conocimientos. Esta planificación se altera según transcurre el curso y las necesidades de los estudiantes. La perspectiva de la necesidad de profesionales en este campo se encuentra íntimamente vinculada a los encargados de la gestión de las masas de agua, los cuales deben asumir la teledetección como una herramienta de uso cotidiano en su trabajo. Esto es un aliciente en los alumnos, aunque les gustaría que les sirviera de forma inmediata para encontrar trabajo, sin embargo, todos sabemos que esto depende de la situación económica de cada momento.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Dominguez, J.A., et al. 2009. Monitoring transparency in inland water bodies using multispectral images. *International Journal of Remote Sensing*, 30(6), 1567-1586.
- Dominguez, J.A., et al. 2011. *Estudio de Aguas Continentales mediante Teledetección*. Editorial UNED. 284 pp.
- Fargion, G.S., Mueller, J.L. 2000. *Ocean Optics Protocol for Satellite Ocean Color Sensor Validation, Revision 2*, NASA/TM-2000-209966.
- Gilbert, et al. 1994. An atmospheric correction method for the automatic retrieval of surface reflectance from TM images. *International Journal of Remote Sensing*, 15(10), 2065-2086.
- Peña, R., Serrano, M.L. 1992., Evaluación del estado trófico de los embalses mediante imágenes digitales. *Ingeniería Civil*, 86, 37-44.

Uso de datos hiperespectrales para el análisis de SEN2COR

de Miguel, E. ⁽¹⁾, Salido-Monzú, E. ⁽¹⁾, Jiménez, M. ⁽¹⁾, Martín, A. I. ⁽¹⁾, Carpintero, E. ⁽²⁾, González-Dugo, M. P. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Área de Sistemas de Teledetección, Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA), Carretera de Ajalvir, km 4, 28850-Torrejón de Ardoz, Madrid, España. demiguel@inta.es, salidome@inta.es, jimenezmm@inta.es

⁽²⁾ Área de Ingeniería y Tecnología Agroalimentaria, Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA), Avda. Menéndez Pidal s/n, 14080-Córdoba, España.

elisabet.carpintero@juntadeandalucia.es, mariap.gonzalez.d@juntadeandalucia.es

Resumen: Sen2Cor es la herramienta que transforma los productos de nivel 1 de Sentinel-2 en reflectancia a nivel del suelo. En este trabajo, presentamos un análisis del comportamiento de Sen2Cor adaptado a las características especiales de la mayor parte del sur y el centro de la Península Ibérica. Estas características consisten en un bajo contenido de vapor de agua, una carga de aerosoles muy variable y una reflectancia del terreno alta, lo que afecta a la clasificación de escenas y a otros algoritmos. Sen2Cor se ha evaluado usando espectros de campo tomados con un ASD-FS3 en diferentes localizaciones y fechas, y, en algunos casos, usando también imágenes hiperespectrales adquiridas por los sensores aeroportados AHS y CASI del INTA. Los datos del ASD-FS3 permiten una validación exacta, mientras que las imágenes aeroportadas ayudan al escalado de las medidas del ASD-FS3 hasta el tamaño de los píxeles del Sentinel 2, además de proveer de información de alta resolución sobre el uso del suelo. También se presta especial atención al resto de productos de calidad generados por Sen2Cor: AOT, vapor de agua, clasificación de escenas y confianza de nubes. Los resultados obtenidos confirman los problemas de Sen2Cor para proporcionar correcciones de suficiente exactitud y para conseguir una clasificación valiosa de la imagen, especialmente en la determinación de nubes y sombras de nubes.

Palabras clave: Sen2Cor, corrección atmosférica, validación.

Use of airborne hyperspectral data for an analysis of SEN2COR

Abstract: Sen2Cor is the tool for transforming Sentinel-2 Level 1c products to bottom of atmosphere reflectance. In this work, we present an analysis of Sen2Cor performance, suited for the specific characteristics of most of the south and central areas of the Iberian Peninsula. These characteristics are low water vapor content, highly variable aerosol load and high terrain reflectance, which may affect the scene classification and other algorithms. The evaluation of Sen2Cor is performed using ASD-FS3 field spectra acquired on different locations and dates, and in some cases using AHS and CASI hyperspectral images acquired with the INTA airborne system. The ASD-FS3 data provides accurate point validation, while airborne images help us to upscale from ASD-FS3 point measurements to the Sentinel 2 pixel size, and give high resolution information on land use. We have also paid attention to the quality of Sen2Cor by-products: AOT, water vapor, scene classification and cloud confidence. The results obtained confirm how Sen2Cor struggles to obtain accurate values of reflectance, and to provide a valuable image classification, specially when labelling clouds and cloud shadows.

Keywords: Sen2Cor, atmospheric correction, validation.

1. INTRODUCCIÓN

Sentinel-2 es la misión especializada en estudios terrestres del programa Copernicus de la Unión Europea (Drusch *et al.*, 2012). Se basa en un radiómetro superespectral (Tabla 1) de media resolución espacial, con un ancho de imagen cercano a los 300 km. Actualmente hay dos unidades en vuelo, garantizando una revisita de 5 días en latitudes medias.

El producto de nivel 2a, reflectancia de la superficie (BOA) georreferenciada, se genera mediante una herramienta específica pública y abierta, Sen2Cor (ESA, 2016). Sen2Cor es un desarrollo basado en ATCOR (Richter *et al.*, 2014) y el modelo de transferencia radiativa *libradtran*. En Sen2Cor se ha primado una operación robusta y eficiente y un alcance global, a costa de flexibilidad y adaptación local.

Tabla 1. Bandas espectrales Sentinel 2.

Banda	λ [μm]	Píxel	Banda	λ [μm]	Píxel
1	443	60 m	5	705	20 m
9	940	60 m	6	740	20 m
10	1375	60 m	7	783	20 m
2	490	10 m	8a	865	20 m
3	560	10 m	11	1610	20 m
4	665	10 m	12	2190	20 m
8	842	10 m			

Diversos grupos científicos están trabajando en evaluar la exactitud de la reflectancia calculada por Sen2Cor (Main-Knorn *et al.*, 2015), aunque todavía no hay muchas publicaciones reportando los resultados de estos trabajos. En esta comunicación, presentamos un

análisis del comportamiento de Sen2Cor adaptado a las características especiales de la mayor parte del sur y el centro de la Península Ibérica. Estas características consisten en un bajo contenido de vapor de agua, una carga de aerosoles muy variable (en la cual la cantidad de aerosoles desérticos es a veces significativa) y una reflectancia del terreno alta, lo que afecta a la clasificación de escenas y a otros algoritmos.

No se pretende realizar una validación exhaustiva y completa de Sen2Cor, sino disponer de una primera valoración considerando las condiciones de su aplicación en España. Esta valoración es importante dado el papel del INTA en el apoyo al programa Copernicus a nivel español. También lo es para usuarios en el IFAPA, interesados en un seguimiento preciso de la evolución de la vegetación para aplicaciones agrícolas y medioambientales.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Imágenes Sentinel-2

Para este trabajo hemos elegido 3 zonas de estudio, donde se dispone de las imágenes y datos auxiliares que se detallan en la Tabla 2.

Tabla 2. Imágenes y datos de referencia utilizados.

Zona	Fecha S2	Datos aux	Fecha aux
Cardeña (Córdoba)	23-06-2016	ASD-FS3	23-06-2016
	21-09-2016		21-09-2016
Bajo Guadalquivir	06-07-2016	ASD-FS3	25-08-2016
	25-08-2016		
Villacañas	23-06-2016	AHS, CASI ASD-FS3	11-09-2015

Las imágenes fueron descargadas de servidores oficiales Copernicus (Copernicus Open Data Hub y CNES-PEPS). El producto utilizado es el L1c, reflectancia georreferenciada en el techo de la atmósfera (TOA), que es la entrada que requiere la aplicación de Sen2Cor. Se descargaron escenas completas formadas por teselas de 100×100 km.

2.2. Datos de referencia

Los datos auxiliares se tomaron en diferentes campañas. Los datos ASD-FS3 en Cardeña y en el Bajo Guadalquivir fueron adquiridos por el IFAPA sobre una selección de parcelas cubiertas con vegetación densa (pasto natural y cultivo de alfalfa) y suelo desnudo. Las medidas se realizaron usando un espectrorradiómetro ASD-FS3, con un intervalo espectral de 350 a 2500 nm (muestreo de 1,4 nm de 350 a 1050 nm y 2 nm de 1000 a 2500 nm) y un panel Spectralon® calibrado como referencia. Se empleó un cable de fibra óptica de 1,5 m con un campo de visión de 25°, a una altura de 1 m sobre la cubierta vegetal y de 1,3 m en el caso del suelo desnudo. En cada parcela se realizó un itinerario registrando alrededor de 20 puntos de muestreo. Las medidas complementarias realizadas incluyen la localización GPS de los puntos, fotografías digitales de la superficie y altura de la vegetación.

Para la zona de Villacañas, las imágenes aeroportadas fueron obtenidas por el INTA utilizando sus sistemas

AHS y CASI (de Miguel *et al.*, 2014). Se operaron a 1800 m de altura, lo que implica un tamaño de píxel en el nadir de aproximadamente 4 m para el AHS y 1 m para el CASI. En el CASI, se utilizó una configuración de 144 bandas espectrales.

Las imágenes AHS y CASI fueron calibradas en radiancia, considerando los coeficientes de calibración en laboratorio, y georreferenciadas, utilizando datos de navegación hasta conseguir un error promedio cercano a 1 píxel. Simultáneamente al vuelo, se adquirieron datos ASD-FS3, que se convirtieron a reflectancia del terreno utilizando el procedimiento estándar del INTA (Jiménez y Díaz-Delgado, 2015).

2.3. Reflectancia de la superficie

Las principales variables que determinan la transformación de reflectancia TOA a BOA son la geometría de iluminación, el contenido en vapor de agua y el espesor óptico de aerosoles en la atmósfera (AOT). Sen2Cor maneja estas variables mediante:

- Uso de un modelo digital del terreno (MDT) para estimar el ángulo efectivo de iluminación.
- Estimación por píxel de la masa de vapor de agua atmosférico según el análisis de la absorción de la señal TOA a 930 nm (método APDA).
- Estimación del AOT mediante un método empírico basado en la forma esperada del espectro de píxeles de muy baja reflectancia (*dark pixels*, DP); este AOT se transforma a visibilidad horizontal equivalente. Si no hay suficientes píxeles oscuros en una imagen, se usa un valor de visibilidad por defecto (vis 40 km, AOT 0,33).

Como salidas auxiliares se ofrecen capas con:

- contenido de vapor de agua en la columna atmosférica por píxel, según la estimación realizada en Sen2Cor (y aplicada al proceso de obtención de reflectancia),
- AOT estimado y utilizado en la corrección,
- clasificación de la imagen, en la que lo más relevante son las áreas identificadas como DP, donde se ejecuta el algoritmo de estimación de AOT.

En este estudio se utilizó la versión 2.3.0 de Sen2Cor con configuración nominal. Se obtuvieron resultados a 10 metros de resolución (bandas 2, 3, 4 y 8) y a 20 m (todas las bandas, excepto la 1, 9 y 10).

En cuanto a datos auxiliares, la reflectancia del terreno en las imágenes AHS y CASI se obtuvo mediante un procedimiento basado en ATCOR4, muy similar a Sen2Cor. Para AHS y CASI la visibilidad se fijó, a partir de medidas simultáneas de fotómetro solar, en 45 km.

2.4. Evaluación de resultados

Para evaluar el funcionamiento de Sen2Cor se han usado los métodos descritos a continuación.

1. Exactitud en reflectancia

Se reconocieron en las imágenes Sentinel-2 los puntos donde se habían tomado datos del terreno. Se extrajeron los datos espectrales de los correspondientes píxeles (excluyendo algunos puntos que en la imagen Sentinel-2 no se identificaban adecuadamente) y se promediaron

para tener un único espectro por parcela. Con este espectro se calcularon dos valores:

- 1.1 Error medio cuadrático (RMSE) entre el vector con la media de los espectros ASD-FS3 y el vector con la media de los espectros S2.
- 1.2 Error relativo por banda. Definimos una variable auxiliar Z a partir de la media de espectros ASD-FS3 ($Z1$) y la media de espectros S2 ($Z2$): $Z = |Z1-Z2|/Z1$. $Z > 5\%$ implica un error en reflectancia significativo.

2. *Validación de la estimación de vapor de agua y AOT*
Se realizó un análisis visual de las imágenes que ofrece Sen2Cor con la distribución estimada de estas variables, en busca de artefactos o patrones dudosos. En el caso de la imagen del Bajo Guadalquivir, se compararon los valores Sen2Cor con valores de la estación Aeronet de El Arenosillo, gestionada por el INTA.

3. *Comprobación del resultado de la clasificación*
Se partió del conocimiento del terreno y, donde estaban disponibles, del análisis visual de las imágenes AHS y CASI. Dado el interés por el efecto de la clasificación en la corrección atmosférica, se realizó una evaluación visual dirigida a clases específicas.

3. RESULTADOS

Las tablas 3 a 6 muestran el RMSE entre reflectancia Sentinel-2 y FS3, y el número de bandas con $Z > 5\%$.

Tabla 3. Estimación del error en reflectancia entre ASD-FS3 y Sentinel 2 en Cardeña.

Tipo de suelo	Uso de MDT	RMSE	Nº bandas con $Z > 5\%$
23-06-2016			
Pasto	Sí	1.97%	6
	No	2.01%	6
21-09-2016			
Pasto	Sí	4.03%	8
	No	4.03%	8

Tabla 4. Estimación del error en reflectancia entre ASD-FS3 y Sentinel 2: Bajo Guadalquivir 25-08-2016.

Tipo de suelo	Uso de MDT	RMSE	Nº bandas con $Z > 5\%$
Alfalfa	No	2.09%	6
Suelo desnudo	No	2.53%	8

Tabla 5. Estimación del error en reflectancia entre ASD-FS3 y CASI (11-09-2015) y Sentinel 2 (pixel 10 m) (23-06-2016) en Villacañas.

Tipo de suelo	Uso de MDT	RMSE	Nº bandas con $Z > 5\%$
Suelo desnudo	CASI	0,55%	0
	S2	2,37%	4
Césped artificial	CASI	0,53%	4
	S2	0,79%	4
Laguna de Tírez	CASI	2,09%	4
	S2	29,54%	4

Tabla 6. Estimación del error en reflectancia entre ASD-FS3 y AHS (11-09-2015) y Sentinel 2 (pixel 20 m) (23-06-2016) en Villacañas.

Tipo de suelo	Uso de MDT	RMSE	Nº bandas con $Z > 5\%$
Suelo desnudo	AHS	0.76%	0
	S2	3.32%	8
Césped artificial	AHS	3.24%	10
	S2	3.26%	9
Laguna de Tírez	AHS	5.37%	10
	S2	17.91%	10

En la figura 1, como muestra, se representan los espectros CASI, AHS, ASD-FS3 y Sentinel-2 sobre Villacañas.

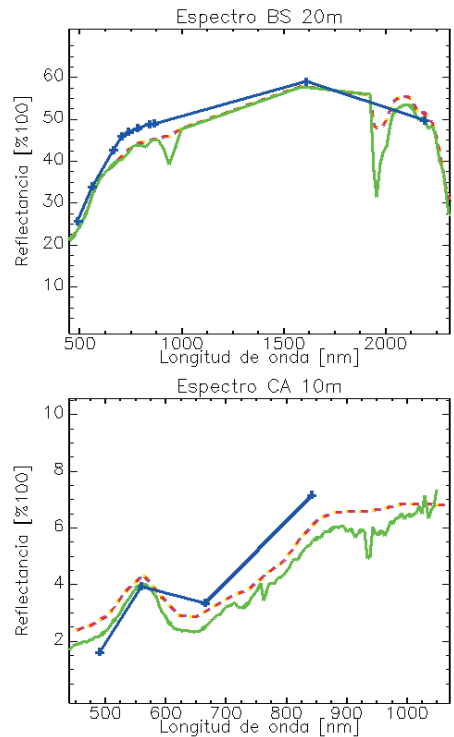


Figura 1. Arriba: Espectros de un suelo desnudo del ASD-FS3 (rojo), AHS (verde) y S2 (azul). Abajo: Espectros de césped artificial del ASD-FS3 (rojo), CASI (verde) y S2 (azul).

El análisis de las clasificaciones deja claro que son productos poco valiosos. Frecuentemente se clasifican como nubes las superficies brillantes, como pavimentos urbanos, playas o suelos salinos (Figura 2). Las masas de agua son a veces clasificadas como DP, así como puntos situados en sombras de nubes, para los que no se pueden asumir unas propiedades radiativas análogas a las de verdaderos “dark pixels”. En el lado anecdótico, el producto de clasificación muestra 430 píxeles de nieve en la costa de Cádiz en la imagen de agosto.

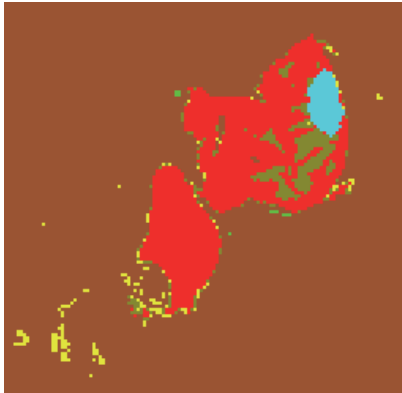


Figura 2. Cubeta salina de Peña Hueca en la clasificación Sen2Cor (tesela 30VJ del 23-06-2016). El suelo salino de la laguna seca queda clasificado como nube (con diferentes probabilidades), e incluso nieve (parte superior derecha, en color azul)

El AOT estimado (Tablas 7 y 8) muestra diversos problemas. Primero, es significativamente mayor que el esperado. Además, los cálculos para una misma fecha y áreas geográficas muy próximas son muy diferentes (Tabla 8); incluso dentro de una misma escena dos teselas pueden dar resultados sensiblemente diferentes tanto debido a divergencia en las estimaciones como al uso del valor por defecto solo en una de ellas.

La estimación de vapor de agua de Sen2Cor muestra también diferencias con los valores de referencia (Tabla 7). Además, la apariencia de la imagen de vapor de agua, donde se identifican claramente diversas características del terreno, demuestra una indebida influencia de la superficie sobre la estimación.

Tabla 7: AOT y vapor de agua estimados por Sen2Cor para El Arenosillo (Huelva) frente a valores AERONET.

Fecha	Sen2Cor	Aeronet
06/07	AOT: 0,41	AOT:0,31
	WV: 2,61 gr/cm ²	WV: 3,52 gr/cm ²
25/08	AOT:0,22	AOT: 0,17
	WV: 2,31 gr/cm ²	WV: 2,59 gr/cm ²

Tabla 8: AOT y vapor de agua estimados por Sen2Cor para tres teselas de una misma imagen (23/06/16).

Cuad. UTM	AOT	WV (gr/cm ²)
Cardeña, 30UH	0,41	0,99
30WH	0,29	0,95
30VJ	0,20	1,11

4. DISCUSIÓN

La exactitud en reflectancia que ofrece Sen2Cor es menor de la que se espera habitualmente para estudios cuantitativos. Es probable que la visibilidad, cuya estimación es muy discutible, sea el factor más importante en el error encontrado. Otro aspecto a considerar es el

inevitable desajuste al contrastar medidas puntuales y una imagen de media resolución. Sin embargo, la comparación con otras imágenes no ha sido posible por el momento por falta de vuelos simultáneos, lo que se plantea como la continuación deseable de este estudio. La clasificación ofrece una calidad insuficiente, aunque el efecto final sobre la reflectancia sea de segundo orden. Sin embargo, al ser parte del producto L2a, es necesario considerar sus limitaciones.

5. BIBLIOGRAFÍA

de Miguel, E., Prado, E., Jiménez, M., Gutiérrez de la Cámara, Ó., Linés, C., Fernández-Renau, A. 2014. *INTA AHS and CASI hyperspectral images*. Fourth Recent Advances in Quantitative Remote Sensing. Ed. José A. Sobrino. Valencia Septiembre 22-26.

Drusch, M., Del Bello, U., Carlier, S., Colin, O., Fernandez, V., Gascon, F., Hoersch, B., Isola, C., Laberinti, P., Martimort, P., Meygret, A., Spoto, F., Sy, O., Marchese, F., Bargellini, P. 2012. *Sentinel-2: ESA's Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services*. Rem. Sensing of Environment, Vol. 120, 25-36, ISSN 0034-4257, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.026>.

ESA, 2016. *Sen2Cor Configuration and User Manual*. [http://step.esa.int/thirdparties/sen2cor/2.3.1/\[L2A-SUM\]%20S2-PDGS-MPC-L2A-SUM%20\[2.3.0\].pdf](http://step.esa.int/thirdparties/sen2cor/2.3.1/[L2A-SUM]%20S2-PDGS-MPC-L2A-SUM%20[2.3.0].pdf)

Jiménez, M., Díaz-Delgado, R. 2015. Towards a Standard Plant Species Spectral Library Protocol for Vegetation Mapping: A Case Study in the Shrubland of Doñana National Park. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, 4, 2472-2495

Main-Knorn, M., Pflug, B., Debaecker, V., Louis, J. 2015. A calibration and validation plan for the L2a processor and products of the Sentinel-2 mission. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Volume XL-7/W3*. DOI:10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-1249-2015

Richter, R., Schläpfer, D. 2014. *Atmospheric/Topographic Correction for Airborne Imagery, ATCOR-4 User Guide, Version 6.3.2* www.rese.ch.

Índice de autores



A

Afán, I. 211
Aguado-Giménez, F. 321
Aguado, I. 193
Albizua, L. 325
Alborch, V. 361
Almaraz, P. 277
Alonso-Benito, A. 85
Alonso-Sarría, F. 447
Álvarez-Mozos, J. 67, 243, 371
Andreu, A. 51
Antes, M. E. 267
Aragonés, D. 211, 219, 357, 419
Aragón, R. 247
Arantzazu, A. 67
Arbelo, A. 85
Arbelo, M. 85, 189
Ariza, A. 165
Arozarena, A. 307, 487
Atenza, J. F. 321
Aulló-Maestro, I. 143, 169

B

Baena, R. 507
Ballester, J. D. 439
Barberá, M. J. 31, 45
Barberena, G. 243
Barón, J. 189
Barrio, M. 177
Batalla, M. 23
Béjar-Pizarro, M. 227, 247, 251
Belenguer-Plomer, M. A. 197
Benito, M. C. 391
Bisquert, M. 7, 113
Boni, R. 227
Bórnez, K. 411
Brotos, J. M. 349
Burgos, T. 127
Bustamante, J. 211, 357, 419
Buzzi, J. 235

C

Caballero, E. 307
Caballero, I. 277
Cáceres, F. 177, 181, 353
Cadenas, M. J. 365
Calera, A. 117
Calleja, J. F. 11
Calle, A. 3
Calvo, L. 185
Calvo, B. 491, 495
Campo-Bescós, M. A. 243
Campos, I. 117
Cano, M. 247
Cánovas-García, F. 15, 447
Caparros-Santiago, J. A. 219
Carpintero, E. 51, 511
Carpintero, I. 177, 181, 353
Carrillo, I. 399
Casella, A. 173
Caselles, V. 7, 31, 45, 507
Castañer, R. 349
Casterad, M. A. 81, 101, 461
Cerezo, F. 391
Checa, M. J. 457
Chen, X. 51
Chuvienco, E. 157, 161, 193, 197, 201, 499
Cicuéndez, V. 137
Cicuéndez, J. I. 391
Cifuentes, A. 137
Cifuentes, J. M. 477
Cifuentes, N. 259
Cifuentes, V. J. 97
Ciriza, R. 325
Coll, C. 31, 45
Conesa, A. 349
Coops, N. C. 169
Corbera, J. 215, 231, 235
Corrales, A. 491, 495
Cortés, A. 151
Costa, E. 235

Crespo-Peremarch, P. 131
 Cruz, D. 333
 Cuello, A. R. 267
 Cuevas, R. 143

D

de Eugenio, A. 345
 de la Mata, D. A. 391
 de la Vega, R. 239
 del Barrio, F. 315, 325
 Delegido, J. 59, 63, 173, 281, 289
 Delgado, J. 307
 de Miguel, E. 435, 511
 de Pablo, M. A. 11, 39
 de Veer, D. 259
 Díaz-Delgado, R. 211, 419
 Doicu, A. 3
 Domenech, E. 387, 415, 487
 Domingo, C. 419
 Domínguez, J. A. 297, 321, 507
 Doneyar Hoyos, U. 325
 Durán, C. 293

E

Egea-Cobrero, V. 121
 Erena, M. 19, 93, 321, 349
 Escamochero, I. 147
 Escobar, J. R. 469
 Escudero, R. 97, 457
 Eslava-Rodríguez, A. G. 285
 Esteban, J. 147
 Estornell, J. 341, 361
 Eugenio-González, F. 263, 273, 403, 407, 431
 Ezquerro, P. 227, 247, 251

F

Fernández, L. 93, 259
 Fernandez, O. 235
 Fernández, S. 11, 39
 Fernández-Carrillo, A. 207
 Fernández-Landa, A. 27, 147, 345
 Fernández-Luque, I. 151
 Fernández-Manso, A. 185, 477, 503
 Fernández-Manso, O. 185, 503
 Fernández Merodo, J. A. 227, 251, 247
 Fernández-Sarría, A. 341
 Fernández, X. 375
 Filella, I. 411
 Flores-Moya, A. 151

G

Gallego Reina, G. 391
 Galve, J. M. 7, 113
 García, D. 161
 García, P. 349
 García R. 239
 García-Díaz, D. 357, 419
 García-Fernández, M. 481
 García-Galiano, S. 15, 19, 109

García-Hernández, J. 473
 García-Lázaro, J. R. 189
 García-Martín, A. 223, 383
 García-Pedrero, A. 379, 451
 García-Pintado, J. 321
 Garcia-Sellés, D. 235
 Giménez de Azcárate, F. 177, 181, 353
 Giraldo-Osorio, J. D. 19, 285
 Gómez-Báguena, R. 81
 Gómez, C. 143, 169
 Gómez-Giráldez, P. 51
 Gómez-Sánchez, J. A. 491, 495
 Gomis-Cebolla, J. 35, 89, 423, 427
 González-Audiciana, M. 371
 González-Cascón, R. 223
 González-Cristobal, E. 329
 González-Dugo, M. P. 51, 97, 511
 González-Dugo, V. 71
 González-Guerrero, O. 419
 González, J. 113
 González, L. 117
 González, P. J. 439
 González-Lagos, M. 435
 Gonzalo-Martín, C. 301, 379, 395, 451
 Granada, L. 177, 181, 353
 Guardiola-Albert, C. 227, 247, 251
 Guida, R. 407
 Guillén, M. 101
 Gutiérrez, J. 239
 Gutiérrez, E. 465

H

Hermosilla, T. 169
 Hernández, D. 113, 375
 Hernández-Cordero, A. 403
 Hernández-Leal, P. A. 85
 Herrera, G. 227, 247, 251
 Hidalgo, A. 365
 Hooper, A. 439
 Hornero, J. E. 247
 Hsu, K. L. 19
 Huertas, I. E. 277

I

Ibarrola-Ulzurrun, E. 301, 395
 Iglesias, L. 239, 469
 Intrigliolo, D. S. 71

J

Jarabo, M. P. 391
 Jiménez, J. J. 39
 Jiménez, M. 435, 511
 Jiménez-Muñoz, J. C. 35, 89, 173, 423, 427
 Joó, K. 311
 Julien, Y. 35, 89, 423, 427

K

Karbalae, N. 15

L

Larrañaga, A. 325
Leránoz, A. 315
Lillo-Saavedra, M. 379
Lizundia, J. 161, 201
López, J. A. 93, 321
López-Cortés, I. 341
López-Leiva, C. 137
López Rodríguez, E. 307
López-Sánchez, J. M. 77, 247, 439
Lorite, I. 71
Lorite, S. 329, 337
Loyola, D. 3

M

Mallorquí, J. J. 247
Manera, F. J. 349
Marcello, J. 263, 273, 301, 395, 403, 407, 431
Marchamalo, M. 251
Marchán, J. F. 231
Marchetti, F. 85
Marcos, E. 185
Marqués-Balaguer, B. 491, 495
Marqués, F. 273, 431
Martí, J. 361
Martín, A. 297
Martín, A. I. 435, 511
Martín, M. P. 223
Martín-Alcón, S. 27, 147
Martín-Esquivel, J. L. 263
Martín-Vega, D. 105
Martín-Forero, L. 255
Martínez, R. 251
Martínez, S. 193
Martínez-Almarza, M. 211
Martínez-Cantó, R. 365
Martínez-Fernández, J. 169
Martínez-Pérez, J. A. 109
Martínez-Prentice, R. 127
Marturià, J. 231
Mateos, L. 97
Medina, A. 403
Medina, J. 399
Medina-Daza, R. J. 443
Melendo-Vega, J. R. 223
Melendreras, R. 321
Melero, I. J. 151
Menasalvas, E. 451
Méndez, E. 177, 181, 353
Mercadal, M. 461
Merino, S. 137, 165, 345, 473
Mestre, A. 439
Mier, S. 333
Miguelsanz, P. 457
Mira, M. 23
Molina, S. 457
Molina, V. 3
Montalvo, J. 127

Montes, F. 143, 169
Montesinos, S. 93, 259
Montorio, R. 223, 383
Montoya, G. 177, 181, 353
Mora, C. 39
Morán, J. T. 507
Mora, O. 231
Moreira, J. M. 177, 181, 353
Moreno, J. 59, 63, 173, 281, 289
Moreno, J. A. 85, 189
Moreno, G. 223
Moreno, V. 391
Moreno-García, B. 101
Moreno-Gázquez, D. 407
Moya, R. 31
Mulas, J. 247
Muñoz, P. 329

N

Navarro, E. 297
Navarro, G. 277
Navarro, J. A. 27
Navarro-Cerrillo, R. M. 219
Niclòs, R. 31, 45, 113
Ninyerola, M. 23

O

Ojeda, J. C. 329, 337
Olmos, P. 109
Ortega, D. 387
Ortega, S. 127
Ortiz, C. 379
Ortiz, C. A. 451
Ortiz, J. 491, 495
Ortone Lois, A. S. 267
Otón, G. 161, 201

P

Pacheco-Labrador, J. 223
Padró, J. C. 419
Padrón, Y. 263
Palacios, A. 137
Palà, V. 215
Pasqualotto, N. 59, 63
Peces, J. J. 387
Pendás, E. 11
Peña, R. 281, 289, 293
Peñuelas, J. 411
Peón, J. 11
Pereira-Sandoval, M. 281, 289
Pérez, B. 387
Pérez, F. 215, 231
Perez, H. I. 469
Pérez, P. 177
Pérez-Cabello, F. 223, 383
Pérez-Planells, L. 45
Pesántez, P. 447
Pesquer, L. 23, 419
Pezzola, A. 173

Pineda, L. 215
 Pino, I. 177, 181, 353
 Pipia, L. 231
 Plaza, N. 415
 Pons, X. 23, 419
 Porcuna, A. 307, 387
 Porras, I. 349
 Portero, C. 461
 Prieto, R. 177, 181, 353
 Pulido, J. 105
 Pulido, L. 379

Q

Quílez, D. 101
 Quintano, C. 185, 503

R

Ramírez-Cuesta, J. M. 71
 Ramo, R. 157, 161, 201
 Ramos, M. 39
 Recondo, C. 11, 39
 Recuero, L. 137
 Rejas, J. 457
 Riaño, D. 189, 223
 Rianza, A. 235
 Riera, R. 215
 Rincones, M. 239
 Rodríguez, A. 357
 Rodríguez, D. 263
 Rodríguez-Cuenca, B. 329, 337
 Rodríguez-Esparragón, D. 379, 407, 451
 Rodríguez-Galiano, V. 121, 207, 219
 Rodríguez-González, A. 379
 Rodríguez-Pérez, J. R. 481
 Roldán, A. 457
 Romero-Puig, N. 77
 Rubio, A. 143
 Rubio-Asensio, J. S. 71
 Ruiz, J. M. 251
 Ruiz, L. A. 131, 311
 Ruíz-Verdú, A. 59, 281, 289

S

Sacristán, M. A. 333
 Salas, F. J. 181, 353
 Salas, J. 165, 193
 Salas, P. 461
 Salazar, D. 341
 Salido-Monzú, E. 511
 Salvo, A. E. 151
 Sanabria, M. 247
 Sánchez, B. 97
 Sánchez, C. 325
 Sánchez, D. 349
 Sánchez, J. M. 7, 31, 113
 Sanchez, T. 27
 Sánchez-Rodríguez, E. 121, 207
 Sandonís, L. 383
 Santillana, D. 361

Sanz-Ablanedo, E. 477, 481
 Sapena, M. 311
 Sastoque, L. 465
 Sebastián, A. 177
 Selva, J. 439
 Seoane, N. 491, 495
 Skoković, D. 35, 89, 423, 427
 Sobrino, J. A. 35, 89, 173, 423, 427
 Sola, I. 371
 Soria, G. 35, 89, 173, 423, 427
 Soria, J. 281, 289, 321, 507
 Soria, J. M. 293
 Soria, X. 281, 289, 293, 507
 Sorooshian, S. 19
 Staller, A. 227
 Suárez, J. 177
 Su, Z. 51

T

Tamés, A. 325
 Tanase, M. A. 197
 Tardà, A. 215, 231
 Tejeiro, J. A. 375, 387
 Tello, J. 81
 Tenjo, C. 59, 281, 289
 Tessitore, S. 247
 Testi, L. 71
 Tomás, R. 227, 247, 251
 Tomé, J. L. 27, 147

U

Upegui, E. 105, 443, 465
 Urrego, E. P. 173, 281, 289

V

Valcárcel, N. 307, 487
 Valés, J. J. 177, 181, 353
 Valiente, J. A. 45
 Valor, E. 7, 31
 Van Wittenberghe, S. 63
 Vargas, J. 297
 Vázquez, A. 169, 277
 Vega, G. 491
 Velázquez-Martí, B. 341
 Venegas, J. 181
 Verger, A. 411
 Verrelst, J. 59, 63, 223
 Vicente, C. 127
 Vicente, E. 281, 289, 293
 Vicente-Guijalba, F. 77, 247
 Vieira, G. 39
 Vilar, L. 223
 Villa, G. 375, 387, 415, 487
 Villena, A. 375, 415
 Viñuales, M. 243

W

White, J. C. 169
 Winschel, C. 173

Wright, T. J. 439
Wulder, M. A. 169

Z

Zalba, M. 315
Zarco-Tejada, P. J. 71

