



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

Departamento de Ingeniería Cartográfica,
Geodesia y Fotogrametría

Aplicación de la teledetección al estudio de
las necesidades hídricas de los humedales.
Caso de estudio humedales españoles

Tesis Doctoral

Juan Guillermo Lozano Arango

Directora

Dra. María José Viñals Blasco

Co-Director

Dr. José Antonio Domínguez Gómez

Valencia, Enero 2016

AGRADECIMIENTOS

Quiero manifestar mi más sincero agradecimiento a la Dra. María José Viñals Blasco, por la dirección de esta tesis. Su energía, apoyo, consejo y dedicación han sido inmensurables en el logro de este objetivo.

Agradecer al Dr. José Antonio Domínguez Gómez por su contribución y aportes en el desarrollo del presente trabajo.

Quiero agradecer a Rafael Sánchez Navarro por su asesoramiento, su experiencia compartida en el tema de necesidades hídricas, y sus aportaciones a esta Tesis.

Manifestar mi gratitud a los expertos y profesionales del IGN y el CSIC, entre otros, por el tiempo dedicado a responder los interrogantes planteados, que han aportado una buena orientación a este trabajo.

Aprovecho igualmente esta ocasión para agradecer de manera especial a todo el equipo de la Estación Biológica de La Tour du Valat (Arles - Francia) por su acogida, trato y consideración que han tenido conmigo durante mi estancia de doctorado en la institución. De igual manera agradecer al equipo de la ONCFS por la confianza depositada en mí. Especialmente agradecer a Dr. Alain Sandoz, mi tutor de estancia en la Tour du Valat, por su tiempo dedicado y las ideas compartidas en materia de teledetección.

Quiero de corazón agradecer a mi madre y a mi familia, quienes me han alentado desde la distancia, siempre atentos a escucharme y a compartir buenos y malos momentos. Agradecer especialmente a Delphine Dutertre por todo el apoyo incondicional y la motivación que me ha brindado durante la realización de este trabajo.

APLICACIÓN DE LA TELEDETECCIÓN AL ESTUDIO DE LAS NECESIDADES HÍDRICAS DE LOS HUMEDALES. CASO DE ESTUDIO HUMEDALES ESPAÑOLES

Resumen

Las necesidades hídricas de los humedales se refieren a los volúmenes necesarios para que estos espacios puedan desempeñar adecuadamente sus funciones. La determinación de estas necesidades hídricas no es una tarea sencilla. Con frecuencia, las aproximaciones hidrológicas e hidráulicas para la determinación de estas necesidades hídricas no pueden desarrollarse por la falta de información, o si existe esta información al, por ejemplo, no registrar una información precisa de un evento de interés.

Las técnicas de teledetección actuales y las series históricas de imágenes disponibles pueden ofrecer una alternativa que ayuda a llenar estos vacíos de información. La información obtenida mediante técnicas de teledetección puede constituir una serie de datos alternos para caracterizar humedales, completar datos, calibrar y validar modelos.

Los resultados obtenidos en este trabajo abren perspectivas muy positivas para la aplicación de la teledetección en la determinación de las necesidades hídricas como método factible y viable, gracias en particular al acceso público de la información de imágenes multiespectrales Landsat y a modelos digitales de terreno LiDAR como los utilizados para su demostración en los casos de estudio incluidos en este trabajo.

Palabras clave: necesidades hídricas, humedales, teledetección, índices espectrales, MNDWI

REMOTE SENSING APPLICATION TO THE STUDY OF WETLANDS WATER REQUIREMENTS. CASE STUDY SPANISH WETLANDS

Abstract

The wetlands water requirements refer to the volumes needed by these spaces so that they can perform their functions adequately. The determination of these water needs is not an easy task. Generally, hydrologic and hydraulic approaches to the determination of these water needs cannot be developed by lack of information, or if the information exists, it is incomplete (e.g.: precise information of an event of interest may not be recorded).

The current remote sensing techniques and the historical series of images available can offer an alternative that could help fill these gaps. The information obtained through remote sensing techniques can provide alternative series of data that can be used to characterize wetlands, complete data, calibrate and validate models.

The results obtained in this study give positive perspectives to the application of remote sensing in determining water needs as a feasible and viable method, with some the development of some improvements, this in particularly through public access to information as Landsat multispectral imagery and LiDAR digital terrain models as used for the case studies included in this work.

Keywords: water requirement, wetlands, remote sensing, spectral indices, MNDWI

APLICACIÓ DE LA TELEDETECCIÓ A L'ESTUDI DE LES NECESSITATS HÍDRIQUES DELS AIGUAMOLLS. CAS D'ESTUDI AIGUAMOLLS ESPANYOLS.

Resum

Les necessitats hídriques de les zones humides es refereix als volums necessaris perquè aquests espais puguin realitzar les seves funcions adequadament. La determinació d'aquestes necessitats hídriques no és una tasca senzilla. Les aproximacions hidrològiques i hidràuliques per determinar-les amb freqüència no poden dur-se a terme per la manca d'informació, o bé perquè quan hi existeix resulta ser incompleta, al, per exemple, no disposar del registre d'informació precisa d'un esdeveniment d'interès.

Les tècniques de teledetecció actuals i les sèries històriques d'imatges disponibles permeten oferir una alternativa que ajuda a omplir aquests buits d'informació. La informació obtinguda mitjançant tècniques de teledetecció pot constituir una sèrie de dades alternatives que pot ser utilitzada per a caracteritzar zones humides, completar dades, calibrar i validar models.

Els resultats obtinguts en aquest treball obren perspectives molt positives per a l'aplicació de la teledetecció en la determinació de les necessitats hídriques com un mètode factible i viable, gràcies en particular a l'accés públic de la informació d'imatges multi-espectrals Landsat i de models digitals de terreny LiDAR, com els emprats als casos d'estudi inclosos en aquest treball.

Paraules clau: necessitats hídriques, aiguamolls, teledetecció, índexs espectrals, MNDWI.

Contenido

Introducción	13
Hipótesis y objetivos	17
2.1. Hipótesis	17
2.2. Objetivos	19
2.2.1. Objetivo Principal	19
2.2.2. Objetivos específicos	19
Casos de estudio	21
3.1. Laguna de Fuente de Piedra	22
3.2. Laguna de Gallocanta	28
3.3. Marisma de Doñana	33
3.4. Tablas de Daimiel	39
Estado del arte	45
4.1. Características ecosistémicas de los humedales	45
4.2. Humedales y ciclo hidrológico	51
4.3. Necesidades hídricas de los humedales	57
4.4. El uso de la Teledetección en medios hídricos	61
4.4.1. Principios de Teledetección	61
4.4.2. La Teledetección en el seguimiento de humedales	72
Materiales y método	77
5.1. Materiales	77
5.1.1. Imágenes multiespectrales	77
5.1.2. Ortofotografías	88
5.1.3. Modelos digitales de terreno	89
5.1.4. Información sobre el régimen de inundación de los humedales	89
5.1.5. Aplicaciones y programas utilizados	94
5.2. Métodos	95

5.2.1.	Correcciones de la imagen	95
5.2.2.	Determinación de superficies de lámina de agua en humedales.....	99
5.2.3.	Determinación de curvas de llenado	101
5.2.4.	Validación de resultados y metodologías	102
Resultados	105
6.1.	Laguna de Fuente de Piedra.....	106
6.2.	Laguna de Gallocanta	122
6.3.	Marisma de Doñana.....	142
6.4.	Tablas de Daimiel.....	154
Discusión	175
7.1.	Alcance metodológico	175
7.1.1.	Índices espectrales.....	175
7.1.2.	Superficies de lámina de agua	177
7.1.3.	Curvas de llenado	178
7.1.4.	Restitución y validación de series históricas de superficie, volúmenes y niveles de agua	179
7.1.5.	Relaciones con la vegetación de orilla	186
7.2.	Casos de estudio	187
7.3.	Limitaciones	189
Conclusiones	191
Demostración de la hipótesis.....		191
Innovación de los resultados		191
Contribuciones de la teledetección a la modelización hidrológica de las necesidades hídricas de los humedales.....		192
Líneas de investigación		193
Recomendaciones.....		194
Referencias bibliográficas		195

Anexos

Lista de Figuras

Figura 3.1. Localización de la laguna de Fuente de Piedra.....	22
Figura 3.2. Precipitación y temperaturas media en Laguna de Fuente de Piedra.....	25
Figura 3.3. Laguna de Fuente de Piedra (vista aérea).....	26
Figura 3.4. Localización de la laguna de Gallocanta	28
Figura 3.5. Laguna de Gallocanta (vista aérea).....	30
Figura 3.6. Precipitación y temperatura media en la laguna de Gallocanta	32
Figura 3.7. Localización de marisma de Doñana.....	33
Figura 3.8. Parque Nacional Doñana (composición imagen Landsat 7).....	36
Figura 3.9. Precipitación y temperatura media en marisma de Doñana. Estación de Jerez de la Frontera Aeropuerto	37
Figura 3.10. Localización de las Tablas de Daimiel	39
Figura 3.11. Tablas de Daimiel.....	40
Figura 3.12. Precipitación media y temperatura media en las Tablas de Daimiel. Estación de Ciudad Real (AEMET, 2015).....	42
Figura 4.1. Perfil tipo de humedal. Transición entre sistema terrestre y acuático.....	46
Figura 4.2. Número de sitios designados de los países firmantes del Convenio (abril 2014).....	48
Figura 4.3. Living Planet Index	51
Figura 4.4. Esquema del ciclo hidrológico.....	52
Figura 4.5. Componentes del Balance hídrico (entradas y salidas de agua).....	54
Figura 4.6. Proceso de obtención de la información en Teledetección.....	62
Figura 4.7. Comparación de longitud de onda, Frecuencia y energía para el espectro electromagnético	62
Figura 4.8. Firmas espectrales típicas del agua, vegetación y suelo	63

Figura 4.9. Formación de imagen multiespectral	64
Figura 4.10. Cronología de las misiones Landsat.....	67
Figura 4.11. Firmas espectrales típicas del agua, vegetación y suelo.....	71
Figura 5.1. Distribución anual de imágenes Landsat utilizadas en los humedales caso de estudio. (a) Fuente de Piedra; (b) Gallocanta; (c) Marisma de Doñana; (d) Tablas de Daimiel.....	78
Figura 5.2. Distribución anual de imágenes Landsat utilizadas para el humedal laguna de Fuente de Piedra.....	80
Figura 5.3. Distribución mensual de imágenes Landsat utilizadas para el humedal laguna Fuente de Piedra.....	81
Figura 5.4. Distribución anual de imágenes Landsat utilizadas para el humedal laguna de Gallocanta	82
Figura 5.5. Distribución mensual de imágenes Landsat utilizadas para el humedal laguna de Gallocanta	83
Figura 5.6. Distribución anual de imágenes Landsat utilizadas para Doñana	84
Figura 5.7. Distribución mensual de imágenes Landsat utilizadas para Doñana	85
Figura 5.8. Distribución anual de imágenes Landsat utilizadas para Tablas de Daimiel	86
Figura 5.9. Distribución mensual de imágenes Landsat utilizadas para Tablas de Daimiel	87
Figura 5.10. Curva de llenado de la laguna de Fuente de Piedra.....	90
Figura 5.11. Curva de llenado de la laguna de Gallocanta	91
Figura 5.12. Curva de llenado de Tablas de Daimiel	92
Figura 5.13. Evolución de la inundación de Las Tablas de Daimiel desde 1945 a 2008.....	92
Figura 5.14. Pautas de inundación en el Parque Nacional Tablas de Daimiel	93
Figura 5.15. Curva de llenado de marisma de Doñana.....	94
Figura 5.16. Explicación de opción ABOVE-BELOW para determinación de curvas de llenado con ArcGIS	102

Figura 5.17. Distribución de la reflectividad de píxeles puros de los principales tipos de cobertura agua (Feyisa <i>et al.</i> , 2014).....	103
Figura 6.1. Bandas del infrarrojo corregidas radiométricamente de imágenes disponibles para la laguna de Fuente de Piedra durante el año 2000. Landsat 7 ETM ⁺ banda4.....	106
Figura 6.2. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Fuente de Piedra en línea roja	107
Figura 6.3. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Fuente de Piedra en línea roja (continuación) .	108
Figura 6.4. Diferencia significativa entre superficies determinadas mediante la aplicación de distintos valores umbral (0,3 y 0,2) al MNDWI, causadas por sombra de nubes. (a) imagen de fecha 11/08/1987; (b) imagen de fecha 24/09/2003. Fuente de Piedra	109
Figura 6.5. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Fuente de Piedra en línea roja	110
Figura 6.6. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Fuente de Piedra en línea roja (continuación) .	111
Figura 6.7. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color para la laguna de Fuente de Piedra.....	112
Figura 6.8. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color para Fuente de Piedra (continuación).....	113
Figura 6.9. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color para Fuente de Piedra (continuación).....	114
Figura 6.10. Nivel medio mensual a partir de la información de limnógrafo disponible y superficies de lámina de agua determinadas mediante NDWI y MNDWI (varios umbrales) en laguna de Fuente de Piedra. Fuente: Sánchez (2015).....	115
Figura 6.11. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI y NDWI (varios umbrales) en laguna de Fuente de Piedra.....	116

Figura 6.12. Gráfico de dobles valores. Superficies MNDWI (0,3) – Superficies NDWI (varios umbrales). Laguna de Fuente de Piedra.....	117
Figura 6.13. Modelo digital de terreno (MDT) del PNOA para el humedal laguna de Fuente de Piedra	119
Figura 6.14. Curva de llenado (Nivel, Superficie y Volumen) obtenida a partir del MDT del PNOA en la laguna de Fuente de Piedra.....	120
Figura 6.15. Bandas del infrarrojo corregidas radiométricamente de imágenes disponibles para la laguna de Gallocanta durante el año 1987. Landsat 5 TM, banda4	122
Figura 6.16. Bandas del infrarrojo corregidas radiométricamente de imágenes disponibles para la laguna de Gallocanta durante el año 1987. Landsat 5 TM, banda4	123
Figura 6.17. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja	123
Figura 6.18. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja (continuación).....	124
Figura 6.19. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja (continuación).....	125
Figura 6.20. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja (continuación).....	126
Figura 6.21. Identificación de situaciones a revisar por influencia de presencia de nubes en la imagen. Laguna de Gallocanta	127
Figura 6.22. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja	127
Figura 6.23. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja (continuación).....	128
Figura 6.24. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja (continuación).....	129

Figura 6.25. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja (continuación).....	130
Figura 6.26. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color para la laguna de Gallocanta	131
Figura 6.27. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color para la laguna de Gallocanta (continuación)	132
Figura 6.28. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color para la laguna de Gallocanta (continuación)	133
Figura 6.29. Nivel mensual a partir de la información de limnógrafo disponible y superficies de lámina de agua determinadas por MNDWI y NDWI (varios umbrales) en laguna de Gallocanta. Fuente: Sánchez (2015).....	134
Figura 6.30. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI y NDWI (varios umbrales) en laguna de Gallocanta	135
Figura 6.31. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI y NDWI (varios umbrales) en laguna de Gallocanta (continuación)	136
Figura 6.32. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI y NDWI (varios umbrales) en laguna de Gallocanta (continuación)	137
Figura 6.33. Gráfico de dobles valores. Superficies MNDWI (0,3) – Superficies NDWI (varios umbrales). Laguna de Gallocanta	138
Figura 6.34. Curva de llenado de la laguna de Gallocanta (Sánchez, 2015).....	140
Figura 6.35. Bandas del infrarrojo corregidas radiométricamente de imágenes disponibles para la marisma de Doñana durante el año 2001. Landsat 7 ETM ⁺ , banda4	142
Figura 6.36. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de marisma de Doñana en línea roja	143
Figura 6.37. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de marisma de Doñana en línea roja (continuación)	144

Figura 6.38. Identificación de situaciones a revisar por influencia de presencia de nubes en la imagen. Marisma de Doñana	145
Figura 6.39. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la marisma de Doñana en línea roja.....	145
Figura 6.40. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la marisma de Doñana en línea roja (continuación).....	146
Figura 6.41. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la marisma de Doñana en línea roja (continuación).....	147
Figura 6.42. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color en la marisma de Doñana	148
Figura 6.43. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color en la marisma de Doñana (continuación).....	149
Figura 6.44. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI(0,3) y NDWI (varios umbrales) en marisma de Doñana.....	150
Figura 6.45. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI(0,3) y NDWI (varios umbrales) en marisma de Doñana (continuación).....	151
Figura 6.46. Gráfico de dobles valores. Superficies MNDWI (0,3) – Superficies NDWI (varios umbrales). Marisma de Doñana.....	152
Figura 6.47. Curva de llenado de la marisma de Doñana.....	153
Figura 6.48. Bandas del infrarrojo corregidas radiométricamente de imágenes disponibles para las Tablas de Daimiel durante el año 2000. Landsat 7 ETM ⁺ , banda4.....	154
Figura 6.49. Bandas del infrarrojo corregidas radiométricamente de imágenes disponibles para las Tablas de Daimiel durante el año 2000. Landsat 7 ETM ⁺ , banda4 (continuación).....	155
Figura 6.50. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de Tablas de Daimiel en línea roja	155

Figura 6.51. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de Tablas de Daimiel en línea roja (continuación).....	156
Figura 6.52. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de Tablas de Daimiel en línea roja (continuación).....	157
Figura 6.53. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de Tablas de Daimiel en línea roja (continuación).....	158
Figura 6.54. Identificación de situaciones a revisar por influencia de presencia de nubes en la imagen. Tablas de Daimiel.....	159
Figura 6.55. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de las Tablas de Daimiel en línea roja.....	160
Figura 6.56. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de las Tablas de Daimiel en línea roja (continuación)	161
Figura 6.57. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de las Tablas de Daimiel en línea roja (continuación)	162
Figura 6.58. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de las Tablas de Daimiel en línea roja (continuación)	163
Figura 6.59. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color imágenes de año 2000. Tablas de Daimiel	163
Figura 6.60. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color imágenes de año 2000. Tablas de Daimiel (continuación).....	164
Figura 6.61. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color imágenes de año 2000. Tablas de Daimiel (continuación).....	165
Figura 6.62. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color imágenes de año 2000. Tablas de Daimiel (continuación).....	166
Figura 6.63. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI(0,3) y NDWI (varios umbrales) en Tablas de Daimiel.....	167
Figura 6.64. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI(0,3) y NDWI (varios umbrales) en Tablas de Daimiel (continuación)	168

Figura 6.65. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI(0,3) y NDWI (varios umbrales) en Tablas de Daimiel (continuación).....	169
Figura 6.66. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI(0,3) y NDWI (varios umbrales) en Tablas de Daimiel (continuación).....	170
Figura 6.67. Gráfico de doubles valores. Superficies MNDWI (0,3) – Superficies NDWI (varios umbrales). Tablas de Daimiel.....	171
Figura 6.68. Modelo digital de terreno (MDT) del PNOA para el humedal de las Tablas de Daimiel.....	172
Figura 6.69. Curvas de Nivel, Superficie y Volumen obtenidos a partir del MDT (PNOA) en Tablas de Daimiel.....	173
Figura 7.1. Análisis de la relación esperada entre NLA-LIMN y NLA-TD en el humedal laguna de Fuente de Piedra.....	179
Figura 7.2. Relación encontrada entre NLA-LIMN y NLA-TD en el humedal laguna de Fuente de Piedra.....	180
Figura 7.3. Análisis de la relación esperada entre NLA-LIMN y NLA-TD en el humedal laguna de Gallocanta.....	182
Figura 7.4. Relación encontrada entre NLA-LIMN y NLA-TD en el humedal laguna de Gallocanta.....	183
Figura 7.5. Análisis comparativo de los valores de superficie ordenados para el humedal de las Tablas de Daimiel.....	184
Figura 7.6. Relación entre superficie de lámina de agua mediante técnicas de teledetección y valores de superficie inundada del Plan REGATA en Tablas de Daimiel.....	185
Figura 7.7. Valores de superficie de lámina de agua en humedal de laguna de Fuente de Piedra. Periodo 1999-2004.....	187
Figura 7.8. Valores de superficie de lámina de agua en humedal de laguna de Gallocanta. Periodo 1999-2006.....	188

Figura 7.9. Valores de superficie de lámina de agua en humedal de marisma de Doñana. Periodo 1999-2006.....	188
Figura 7.10. Valores de superficie de lámina de agua en Tablas de Daimiel. Periodo 1999-2004.	189

Lista de tablas

Tabla 3.1. Principales características hidrológicas de los humedales casos de estudio.	43
Tabla 4.1. Resumen de principales plataformas de satélites de Teledetección	66
Tabla 4.2. Calendario de acceso público a las imágenes Landsat propuesto por el USGS.....	66
Tabla 4.3. Sensor MSS (<i>Multispectral Scanner Subsystem</i>)	68
Tabla 4.4. Sensor TM (<i>Tematic Mapper</i>).....	68
Tabla 4.5. Sensor ETM (<i>Enhanced Thematic Mapper</i>) Landsat 7	68
Tabla 4.6. Landsat 8 con sensores OLI y TIRS.....	69
Tabla 4.7. Índices espectrales desarrollados para la identificación de superficies de agua	71
Tabla 5.1. Ortofotos del PNOA consultadas por caso de estudio.....	88
Tabla 5.2. MDTs-LiDAR del PNOA usados para los humedales casos de estudio	89
Tabla 5.3. Bandas espectrales disponibles de sensores	99
Tabla 6.1. Coeficientes de correlación entre MNDWI (0,3) y NDWI (varios umbrales) Fuente de Piedra.....	118
Tabla 6.2. Coeficientes de correlación entre MNDWI (0,3) y NDWI (varios umbrales) Laguna de Gallocanta	139
Tabla 6.3. Coeficientes de correlación entre MNDWI (0,3) y NDWI (varios umbrales) Marisma de Doñana	152
Tabla 6.4. Coeficientes de correlación entre MNDWI (0,3) y NDWI (varios umbrales) Tablas de Daimiel	171
Tabla 7.1. Cantidad de datos de superficies de lámina de agua obtenidos mediante los índices espectrales utilizados en los humedales casos de estudio.....	176

Capítulo 1

Introducción

Los humedales son ecosistemas acuáticos que se caracterizan por encontrarse en zonas de transición entre el agua libre y el terreno próximo. Estos espacios de transición albergan una gran variedad de plantas y animales que sitúan estos ecosistemas entre los de mayor biodiversidad del planeta. Los humedales gracias a su gran biodiversidad han resultado ser de gran importancia para el ser humano siendo evidente como estos espacios han servido de suministro de materias primas y múltiples beneficios durante el desarrollo y evolución de la sociedad. Los humedales además juegan un papel importante en el ciclo hidrológico siendo reguladores de crecidas y participando en la recarga de los acuíferos.

El reconocimiento de la importancia y riqueza de los humedales ha permitido crear una conciencia de su conservación y protección cada vez más generalizada. El estudio de estos espacios, con la finalidad de conservarlos y preservarlos, ha permitido la identificación sus características, su funcionamiento, componentes que intervienen y afectan dicho funcionamiento y sus valores. El agua se ha identificado como el componente clave para el equilibrio y funcionamiento de los humedales, sin embargo la cantidad de agua disponible para el funcionamiento de los humedales se ha visto reducida debido a la creciente demanda del recurso hídrico por otros usos como la agricultura o la industria.

Las normativas internacionales y nacionales dirigidas a la protección del medioambiente y de los humedales en sí, reconocen la importancia de la necesidad de una cantidad de agua para el funcionamiento de los humedales, e identifican la necesidad de determinar esta cantidad. La gestión del agua en España es realizada por las confederaciones hidrográficas o agencias del agua, que tienen la obligación de regirse por la normativa

vigente. En consecuencia, conocer la cantidad de agua que necesitan los humedales para su funcionamiento en cumplimiento con la legislación ambiental es sumamente importante para poder realizar una adecuada gestión en el reparto del recurso agua.

Determinar la cantidad de agua necesaria para un humedal o la necesidad hídrica del humedal no es una labor sencilla. Los regímenes de volúmenes naturales de los humedales ya no existen como tal, han sido alterados y/o modificados. Las alteraciones y/o modificaciones son un inconveniente en el momento de restituir los volúmenes de agua natural que los humedales han empleado históricamente para su funcionamiento, y que les ha permitido albergar el conjunto de hábitats que definen las funciones y los valores particulares de cada humedal.

La determinación de las necesidades hídricas de los humedales mediante métodos hidrológicos requiere de información histórica de superficies y niveles de lámina de agua que permita conocer el comportamiento a lo largo del tiempo, y de esta forma aproximarse a la cantidad de agua que ha sido necesaria para su funcionamiento. Sin embargo, la falta de información es uno de los vacíos más importantes para determinar las necesidades hídricas de los humedales. Los métodos hidrológicos requieren de información de datos de niveles y volúmenes para realizar sus modelizaciones, calibrar y validar estos modelos.

La falta de información de registros de caracterización hidrológica de los humedales, como superficies y niveles de lámina de agua hace necesaria la búsqueda de otras fuentes o metodologías a partir de las cuales pueda obtenerse este tipo de información hidrológica. En este sentido, la utilización de la teledetección surge como una fuente potencial de información que puede ser empleada principalmente en la determinación de superficies de lámina de agua, y que finalmente puede contribuir a la determinación de las necesidades hídricas de los humedales a partir de metodologías hidrológicas. Esta contribución se hace a través dos productos principales:

- (1) modelos digitales de terreno de alta precisión que permiten conocer la topografía del humedal y la curva de llenado del humedal, que especifica las relaciones nivel-superficie-volumen; y
- (2) imágenes de satelitales con información espectral que permiten la determinación de superficies de lámina de agua históricas, mediante la aplicación de índice espectrales, y con ello contribuir al conocimiento del régimen de inundación del humedal.

Por otra parte existe una característica sumamente importante: la información de imágenes de satélite es aportada de forma global, es decir es una fuente de información que, prácticamente, ha registrado datos de todo el planeta de forma ininterrumpida durante los últimos 40 años; lo que la convierte en una fuente de información de valor incalculable.

La presente tesis doctoral valida la hipótesis de que la teledetección puede contribuir a la determinación de las necesidades hídricas de los humedales mediante modelos hidrológicos. Para la validación de esta hipótesis se utilizan índices espectrales para la determinación de superficies de lámina de agua, modelos digitales de terreno de alta precisión y datos de niveles de lámina de agua medidos *in situ*. De forma conjunta, la metodología ha permitido obtener datos de niveles de lámina de agua satisfactorios en comparación con niveles de lámina de agua medidos, esto en dos de los casos de estudio.

La importancia de esta tesis se focaliza en la presentación de una metodología clara y precisa que permite la obtención de series temporales de información. A su vez, la metodología es reproducible en otros humedales de interés ya que la información es de acceso público y de alta calidad.

La presente tesis doctoral se estructura en 7 capítulos además de la bibliografía y los anexos. Así, además de este capítulo introductorio los capítulos siguientes y sus contenidos son como describen a continuación.

Capítulo 2. Hipótesis y objetivos

El capítulo 2 define la hipótesis de partida de esta tesis doctoral y argumenta la importancia de esta temática. En él se justifica, de forma clara, la realización de esta tesis y se expone la contribución que sus resultados pueden lograr en la determinación de las necesidades hídricas de los humedales. Igualmente, el capítulo presenta los objetivos particulares cuyo cumplimiento validan la hipótesis de partida.

Capítulo 3. Casos de Estudio

El capítulo 3 presenta los casos de estudio para los que se han aplicado los distintos procesos metodológicos. Los casos de estudio son cuatro los humedales: laguna de Fuente de Piedra, laguna de Gallocanta, marisma de Doñana y Tablas de Daimiel. Para cada uno de ellos, se describen las figuras de protección para su conservación, la caracterización geológica y geomorfológica, una breve caracterización climatológica e hidrológica, así como su localización geográfica.

Capítulo 4. Estado del arte

El capítulo 4 trata sobre aspectos generales de los humedales: qué son, su definición, su importancia ecosistémica, sus funciones y valores, su participación en el ciclo hidrológico, la importancia del agua para su funcionamiento, y también se definen qué son las necesidades hídricas de los humedales.

El capítulo también presenta la teledetección, nociones y sensores remotos; y el avance y la aplicación que ésta ha tenido en estudios del medio hídrico, en espacial sobre los humedales.

Capítulo 5. Materiales y método

El capítulo 5 expone los materiales utilizados y las fuentes de información. Se presenta un análisis de la información utilizada de imágenes de satélite y de modelos digitales de elevación por caso de estudio.

Seguidamente, se describen las metodologías de corrección de imágenes y de determinación de superficies de lámina de agua mediante índices espectrales; así como los métodos de validación empleados.

Capítulo 6. Resultados

El capítulo 6 presenta los resultados de los casos de estudio en cuanto a corrección de imágenes (geométrica y radiométrica), resultados y comparación de dos de los índices espectrales más usados NDWI y MNDWI con sus valores umbrales, y resultados de la validación de los casos de estudio en los que ha sido posible.

Capítulo 7. Discusión

El capítulo 7 presenta un análisis y discusión de los resultados, centrado en la validación de los resultados, que conllevan a la validación de la hipótesis de partida, mediante el cumplimiento de los objetivos propuestos. La discusión de resultados se presenta en dos bloques; el primero de ellos centrado los resultados obtenidos en la metodología y el segundo en los resultados obtenidos por caso de estudio.

Capítulo 8. Conclusiones

El capítulo final de conclusiones presenta las conclusiones derivadas de la discusión de los resultados. Conclusiones que validan la hipótesis bajo ciertas consideraciones sobre el método y las limitaciones del mismo y de los materiales usados. Finalmente, se muestran líneas de investigación que contribuirían en un futuro a mejorar las aportaciones de la teledetección a la determinación de las necesidades hídricas de los humedales que han sido detectadas a lo largo de la realización de este trabajo.

Capítulo 2

Hipótesis y objetivos

2.1. Hipótesis

La Teledetección es una herramienta que puede contribuir a la determinación de las necesidades hídricas de los humedales. Esta hipótesis ha sido apuntada con anterioridad por diversos autores (Sánchez e Viñals, 2012; Sánchez Navarro, 2015), como consecuencia de los resultados de estudios realizados en esta materia (Williams e Lyon, 1997; Fuller *et al.*, 1998; Antón-Pacheco *et al.*, 2006; Tragsatec, 2011; Cebría Romero, 2015).

El régimen de inundación de los humedales ha sido identificado como uno de los factores clave en la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas (Bullock e Acreman, 2003; Mitsch e Gosselink, 2007; Cooper, Uzarski e Burton, 2009; Tiner, 2009; Uzarski, Bosch e Cooper, 2009; Dodds e Whiles, 2010). Algunos autores apuntan la posibilidad de establecer las necesidades hídricas de un humedal a partir de la caracterización de su régimen natural de inundación (Sánchez e Viñals, 2012; Sánchez Navarro, 2015). No obstante, uno de los principales obstáculos para desarrollar y aplicar estas aproximaciones basadas en el régimen de inundación se encuentra tanto en la escasez de datos de monitoreo de los humedales como en la escasa duración de los registros, en los mejores casos. Es precisamente en estas situaciones de escasez de datos donde la Teledetección puede jugar un papel muy relevante. El análisis retrospectivo de imágenes de satélite permitiría conocer las superficies inundadas de un humedal y, con ello, su régimen de inundación. Disponer de esta información en condiciones poco intervenidas por el hombre permitiría además caracterizar los patrones caracterís-

ticos de inundación (magnitud, duración, frecuencia y periodo), a partir de los cuales formular las propuestas de gestión hídrica de los humedales.

Otra aproximación para conocer el régimen de inundación del humedal se basa en la modelización del balance hídrico sobre la cubeta del mismo. A pesar de que algunas variables del balance puedan ser relativamente fáciles de conocer (precipitación, etc.), otras presentan mayores dificultades e incertidumbres en su medición o estimación (descargas subterráneas, evaporación, etc.). La Teledetección permitiría calibrar estos modelos hidrológicos cuando son comparadas las superficies de inundación modelizadas con las superficies obtenidas del análisis de imágenes de satélite. Por tanto, esta sería otra hipótesis de partida que guiará el desarrollo de esta tesis.

En tercer lugar, hay que recordar que la Teledetección ha sido ampliamente usada en programas de seguimiento de humedales, de evolución de la ocupación del suelo, delineamiento y evolución de la línea de costa y, de forma específica, en el seguimiento de superficies de agua y de parámetros fisicoquímicos. En relación pues con estos desarrollos, se ha identificado otra línea de trabajo en el campo de la determinación de las necesidades hídricas de los humedales que es aquel relacionado con las aproximaciones biológicas (Sánchez Navarro, 2015) basadas en las necesidades hídricas de las comunidades vegetales. En este apartado, la Teledetección puede contribuir a la zonificación y evolución temporal y espacial de los hábitats de los humedales objeto de estudio hidrológico.

La realización de esta tesis está justificada debido al imperativo legal existente derivado de las directivas europeas y otros mecanismos de protección nacional e internacional, como la Convención de Ramsar, que obligan a la asignación de volúmenes de agua necesarios para el funcionamiento de los humedales.

También es necesario señalar que la Teledetección es la única vía que permite aportar información del humedal para periodos de los que no se disponen datos hidrológicos, tal como se ha comentado. A modo de ejemplo, citar que en España, la Instrucción de Planificación Hidrológica establece que se deben analizar secuencias de veinte años de registros para realizar los cálculos de caudales ecológicos mediante aproximaciones hidrológicas; pues bien, las herramientas de teledetección pueden emplearse para completar con carácter retrospectivo la información de estas bases históricas de datos.

Otra razón de peso para justificar el abordaje de estas cuestiones es que el seguimiento y programas de medición *in situ* de los ecosistemas a nivel mundial ha ido decayendo como se muestra en recientes estudios (Sánchez Navarro, 2015), por el contrario el número de sensores remotos puestos en órbita han ido en aumento y la calidad de los mismos mejorada; en consecuencia, la información suministrada por los sensores remotos será mayor, de mejor calidad, y de acceso al público, como ha sucedido recientemente con la información de sensores Landsat puesta a disposición del público por el USGS (Usgs, 2015b). En este sentido, la Teledetección surge como una fuente de información de enorme potencial para el futuro inmediato.

2.2. Objetivos

Los objetivos de este trabajo son innovadores en el campo de la gestión hidrológica de los humedales, ofreciendo una aportación a la ciencia y de aplicación metodológica práctica.

2.2.1. Objetivo Principal

El objetivo principal de este trabajo de investigación es: analizar la potencialidad de la Teledetección como una fuente de información histórica alternativa para los modelos hidrológicos usados en la determinación de las necesidades hídricas de los humedales. La hipótesis de trabajo expuesta en el apartado anterior presenta las razones que justifican el desarrollo de esta tesis. En dicho apartado se menciona que mucha de la información necesaria, como lo son las curvas de llenado del humedal y datos históricos de nivel y superficies de área inundada, para la determinación de necesidades hídricas es escasa, de mala calidad, o no está disponible.

2.2.2. Objetivos específicos

El logro del objetivo principal se apoya en la consecución de los objetivos específicos que persigue esta investigación, y que se exponen a continuación.

- 1) Contribuir a la modelización hidrológica de las necesidades hídricas de los humedales mediante la obtención de la curva de llenado del humedal obtenidas a partir de modelos digitales de terreno. La curva de llenado, que relaciona los parámetros de nivel-superficie-volumen, es esencial en las modelizaciones de balance hídrico basados en la topografía del humedal; permite conocer el régimen de inundación del humedal.
- 2) Determinar las series históricas de superficies de lámina de agua mediante técnicas de Teledetección. Esta determinación se plantea mediante la examinación de dos de los métodos más utilizados en la determinación de superficies de lámina de agua a partir de información espectral de sensores remotos, índices espectrales MNDWI y NDWI.
- 3) Determinar series históricas de volúmenes y niveles en humedales mediante el uso conjunto de técnicas de teledetección y la topografía de detalle, producto de teledetección LiDAR. La obtención de información histórica de volúmenes y niveles es importante para las modelizaciones hidrológicas de determinación de necesidades hídricas de los humedales, de cara a la validación de parámetros utilizados y resultados obtenidos.
- 4) Evaluar los resultados obtenidos de superficies de lámina de agua mediante técnicas de teledetección. Esta evaluación de resultados se efectúa por la comparación con otras fuentes de información como estudios hidrológicos realizados y que aportan datos de superficies de lámina de agua, niveles o volúmenes.
- 5) Analizar los resultados obtenidos en los casos de estudio con la finalidad de comprobar la eficiencia de la metodología, evidenciando de esta forma las limitaciones

que se vislumbran relacionadas a las características específicas de las imágenes de sensores remotos utilizadas y a las condiciones propias de estos humedales.

Capítulo 3

Casos de estudio

El presente capítulo presenta los humedales seleccionados como casos de estudio para los cuales se ha aplicado la metodología propuesta en esta tesis doctoral. Los casos de estudio que se han elegido poseen suficiente información para validar la hipótesis de este trabajo en cuanto a aplicación de la teledetección como una herramienta útil en la determinación de las necesidades hídricas de los humedales. Los casos de estudio son:

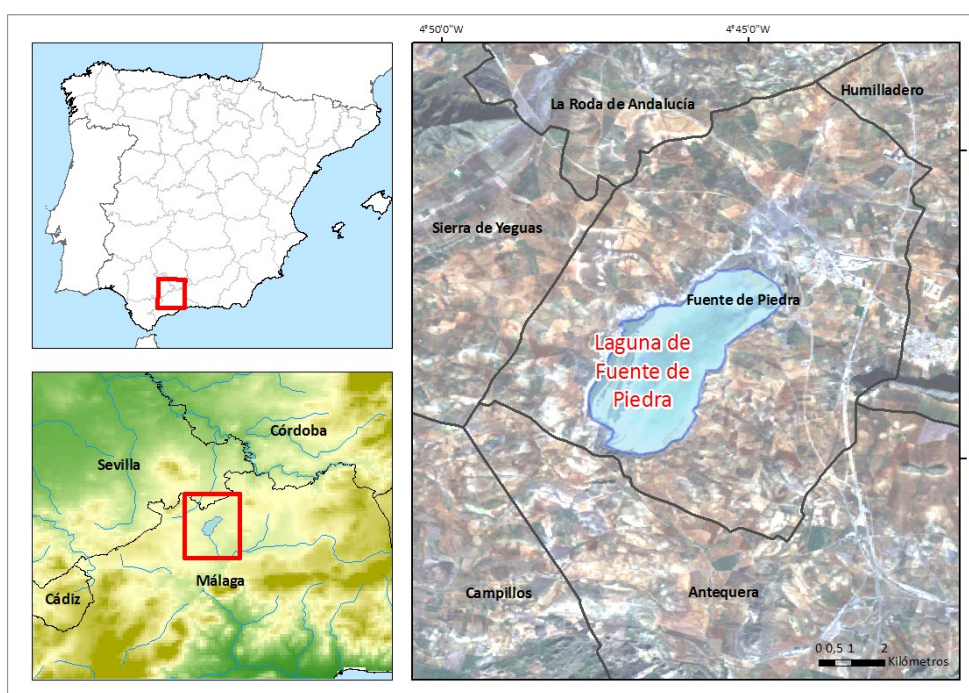
- Laguna de Fuente de Piedra
- Laguna de Gallocanta
- Marismas de Doñana
- Tablas de Daimiel

A nivel internacional los humedales seleccionados en este estudio forman parte de la lista de sitios Ramsar, siendo Las Marismas de Doñana el primero de ellos designado el 5 de abril de 1982; el último de los sitios en ser designado ha sido la laguna de Gallocanta, el 7 de junio de 1994.

Los Planes Hidrológicos de las confederaciones hidrográficas, reportan información característica como localización, superficie, clasificaciones, presiones ejercidas sobre los sitios, el estado ecológico, y actuaciones dirigidas a mejorar su estado, dado el caso, de estos humedales. A continuación, se presentan uno a uno los sitios y se hace una descripción de cada uno de estos casos de estudio.

3.1. Laguna de Fuente de Piedra

La laguna de Fuente de Piedra es la más grande de Andalucía y se encuentra al noroeste de la provincia de Málaga, en el término municipal de Fuente de Piedra (fig. 3.1). La superficie de la laguna de Fuente de Piedra es de 1.364 ha y sus coordenadas geográficas son: 37°07'N 004°46'O, de acuerdo con el Servicio de información sobre los sitios Ramsar (Ramsar, 2015). El perímetro de la laguna es de aproximadamente 18 km, teniendo en cuenta los límites hasta los que normalmente puede alcanzar el agua (Igme, 2015a).



Fuente: Elaboración propia (2015)

Figura 3.1. Localización de la laguna de Fuente de Piedra

La laguna de Fuente de Piedra fue adquirida por el Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA) a su anterior propietario en 1982 declarándola Refugio Nacional de Caza por Real Decreto 1.740/82. En reconocimiento a sus valores, la laguna de Fuente de Piedra, fue incluida entre los humedales de importancia internacional por el Convenio de Ramsar en 1983 y, así mismo, en 1988, fue declarada Zona de Protección Especial para las Aves (ZEPA) de acuerdo con lo establecido en el art. 4º de la Directiva 79/409/CEE. En atención a estas circunstancias, el Parlamento de Andalucía promulgó la Ley 1/1,984, de 9 de Enero de Declaración de la laguna de Fuente de Piedra

como Reserva Integral (actualmente Reserva Natural por la Ley 2/89, de 18 de Julio) creando así un marco jurídico apropiado para configurar una protección específica a la laguna de Fuente de Piedra de acuerdo con sus características propias.

La laguna se sitúa en la cuenca endorreica de Fuente de Piedra, sobre la divisoria atlántico-mediterránea, entre las cuencas hidrográficas del Sur (Río Guadalhorce) y del Guadalquivir. Los puntos culminantes de las divisorias que la separan de las cuencas del Guadalquivir y el Guadalhorce se sitúan en las Sierras de Mollina-La Camorra (798 m s.n.m.) y Humilladero (680 m s.n.m.) respectivamente, coincidiendo con los únicos relieves jurásicos carbonatados de entidad que existen en la cuenca; solamente en estas sierras el relieve es abrupto, quedando el resto de la zona ocupado por terrenos mucho menos coherentes que dan lugar a un relieve suave, que desciende paulatinamente hasta el nivel base de la cuenca, constituido por la laguna, a una altitud aproximada de 410 m s.n.m. (Igme, 2015a).

El humedal se asienta en la región subbética, en la parte externa de las Cordilleras Béticas, en la gran cadena montañosa caliza que se extiende desde la sierra de Grazalema (en el norte de la provincia de Cádiz) hasta Sierra Gorda, ya en el sector occidental de la provincia de Granada. Presenta una directriz bética ENE-OSO e integra un conjunto de sierras, todas ellas pertenecientes geológicamente al Subbético Interno (incluyendo el Penibético). En este gran eje destacan, de oeste a este, macizos kársticos emblemáticos como los de las sierras del Grazalema, Ubrique, Endrinal, Líbar, Blanquilla, Torcal de Antequera y Sierra Gorda. Estas sierras están mayoritariamente constituidas por rocas jurásicas y cretácicas de naturaleza carbonatada a partir de la acumulación de grandes cantidades de restos de esqueletos de organismos sobre los fondos marinos (Villalobos Megía, 2006; Igme, 2009; Ramsar, 2015).

La colisión de la pequeña placa de Alborán (Zonas Internas) con las placas Ibérica y Africana, iniciada en el Mioceno inferior, provocó el desplazamiento, la emersión y levantamiento de estos fondos. Estas rocas fueron plegadas, fracturadas y desplazadas formando los grandes relieves que hoy representan las Zonas Externas de la Cordillera Bética. Desde ese momento, los relieves se han visto sometidos a la acción erosiva del agua, el hielo y el viento, dando lugar al desarrollo de sistemas kársticos, tanto en superficie como en el medio subterráneo, exokarst y endokarst, respectivamente (Villalobos Megía, 2006).

El afloramiento de una unidad triásica (Trías de Antequera) compuesta por yesos, carbonatos y arcillas, en el sector nororiental de esta área, ha permitido el desarrollo de fenómenos de endorreísmo. El modelado principal de estos relieves es de carácter kárstico que se desarrolla intensamente sobre los materiales yesífero-salino del Complejo Caótico Subbético y en las zonas de acumulación de este tipo de litologías. La génesis de la depresión lagunar tiene que ver con los procesos de karstificación y disolución que afectan a estos materiales yesífero-salinos del Complejo Caótico Subbético en esta zona. Así, la disolución del yeso origina hundimientos que atraen las aguas pero la abundancia de residuos arcillosos insolubles tapa los conductos abiertos por disolución

y permite el estancamiento de las aguas. Los depósitos del cuaternario (glacis de ladera, depósitos aluviales de fondo de valle y rellenos arcillosos de depresiones) están constituidos por arcillas, arenas y gravas sueltas u ocasionalmente cementadas al pie de los relieves que definen la depresión. En la laguna son abundantes los depósitos de carácter arcilloso-arenoso (de un color oscuro que manifiesta su contenido en materias orgánicas), en cuyo techo aparece una delgada corteza salina que constituye el nivel más reciente de la sedimentación de la zona. Por otra parte, hay que señalar que en esta laguna endorreica desaguan cuatro arroyos de distinta entidad: el arroyo Charcón o de Humilladero, el arroyo de los Arenales, el de Mari Fernández, y el más importante que nace al pie de la Camorra de Molina, el arroyo de Santillán (Villalobos Megía, 2006; Igme, 2009; Ramsar, 2015).

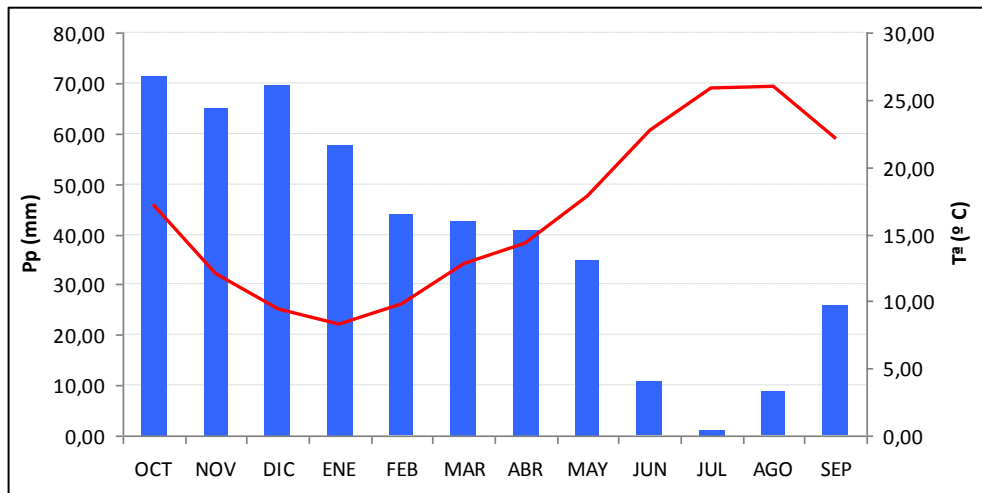
La laguna de Fuente de Piedra es un humedal de agua salobre que presenta altos contenidos de cloruro sódico y sulfato cálcico. La estructura interna de la laguna no corresponde a su estado primitivo ya que la explotación salinera que se realizó en ella, impuso una serie de modificaciones que, de alguna manera, se mantienen en la actualidad (Igme, 2015a). Este sistema posee igualmente una gran complejidad hidrogeológica, la circulación del agua subterránea tiene lugar mediante sistemas de flujo estratificados debido a los contrastes de densidad entre el agua dulce, las aguas salobres, la salmuera subsuperficial y la salmuera procedente de un sistema kárstico regional hipersalino. Estos sistemas de flujos subterráneos, junto con la escorrentía superficial, descargan en la cuenca endorreica de la laguna, contribuyendo a mantener el humedal. La salmuera subsuperficial alcanza valores de salinidad 5 veces superiores al agua de mar y la procedente del sistema kárstico hipersalino supera a esta última en un orden de magnitud (Heredia, Ruiz e De Domingo, 2009).

Los cauces más importantes de la red hídrica superficial son los arroyos Santillán, al norte, y Los Arenales, al oeste, con unas cuencas de 55,08 km² y 20,21 km², respectivamente, que representan algo más del 50% de la cuenca de aportación de la laguna. La superficie restante está ocupada por pequeños arroyos y cuencas endorreicas (Linares *et al.*, 2001).

El clima de la zona se describe como de tipo semiárido mesotérmico, con un pequeño exceso de agua invernal, también ha sido descrito como termomediterráneo seco. Los inviernos en la laguna son suaves durante el día, aunque se han reportado heladas durante la noche. Las primaveras son especialmente lluviosas, y los veranos son muy calurosos. El otoño es la estación más inestable del año. Para el período 1995/96-2007/08, en la cuenca de la laguna, la precipitación y la evapotranspiración potencial (Thornthwaite) media anual, se estimaron en 467 mm año⁻¹ y 830 mm año⁻¹ respectivamente y, en la laguna, la evaporación a lámina libre en 1467 mm año⁻¹ (Igme, 2009).

El modelo hidrológico SIMPA (Cedex, 2009) suministra las series de datos de precipitación y temperatura para el entorno de la laguna de Fuente de Piedra entre los años hidrológicos de 1940/41-2005/06. A partir del análisis de estas series de datos, se observó que las precipitaciones máximas se presentan en los meses de octubre a enero, y

las mínimas en junio, julio y agosto. En general, el invierno es una estación suave, con temperaturas medias entre 9,8°C y 13,4°C, con leves heladas y formación de escarcha (la media de las mínimas del mes más frío es 3,9°C); el verano es muy caluroso (la media de las máximas del mes más cálido es de 34,3° C). La primavera tiene unas temperaturas medias entre 17°C y 18°C, en tanto que el otoño se configura como la estación más inestable. La temperatura media anual se sitúa en torno a los 16,5-17,4° C. Dentro del ciclo anual, los valores máximos de evaporación tienen lugar durante los meses de junio, julio y agosto, con valores próximos a 200 mm, mientras que los meses invernales son los que presentan los valores más bajos (diciembre, enero y febrero con valores mensuales inferiores a 50 mm) como se puede ver en la figura 3.2.



Fuente: Sánchez Navarro (2015)

Figura 3.2. Precipitación y temperaturas media en Laguna de Fuente de Piedra

Las características topográficas de la laguna de Fuente de Piedra se presentan a continuación según la información reportada en distintos estudios (Sánchez *et al.*, 1989; Itge, 1998; Junta De Andalucía, 2005; Ramsar, 2015)

- La laguna tiene morfología elipsoidal, con ejes mayor (NE-SO) y menor de longitud 6,8 y 2,5 km respectivamente, un perímetro de 18 km y una superficie de unos 13 km² de llanura máxima de inundación
- La cubeta de la laguna es una depresión somera, de orillas tendidas y fondo plano, y en la que se ha llegado a registrar una profundidad máxima de aproximadamente 1,5 m en condiciones excepcionales de inundación.
- Existen diferentes elementos en el interior de la laguna que dan relieves de distinto tamaño y forma, entre los que destacan diques y espigones, en su mayoría artificiales. Estos elementos constituyen hábitats muy importantes para las

aves (especialmente las acuáticas) por ser el sustrato para su nidificación al estar aislados de las orillas.

En la laguna se pueden visualizar las estructuras de espigones, generalmente deteriorados, que corresponden a la antigua infraestructura dedicada a la explotación salinera (fig. 3.3). Los tramos más extensos y mejor conservados de estos espigones se localizan en el interior de la laguna y constituyen los restos de un antiguo canal de desagüe. Se puede distinguir: la Isla de Senra, localizada en el centro de la laguna que está desprovista de vegetación y constituye el territorio más utilizado por los flamencos para situar su colonia de nidificación. También destaca el Dique o Espigón Central y Espigones de "L" y "T", situados en la mitad sur de la laguna. Estos presentan matorral y vegetación herbácea, ambos de carácter halófilo. En años de precipitación moderada, son utilizados por las colonias de flamencos y otras aves. Otros restos, sin apenas vegetación, han sido ocupados también por flamencos y otras aves, mientras que los que están próximos a las orillas de la mitad norte y este de la laguna, en condiciones de inundación moderada son utilizados como áreas de reproducción de limícolas.



Fuente: Andalucía turismo digital (2015)

Figura 3.3. Laguna de Fuente de Piedra (vista aérea)

Las únicas tierras naturales emergidas en la laguna son los Canchones del suroeste que presentan vegetación halófila, con matorral y cobertura herbácea, más desarrollada que en los espigones. En los años húmedos, albergan las colonias de flamencos. Además acogen a numerosas especies acuáticas (focha común, polla de agua, tarro blanco, cigüeñuela, ánade real, zampullín cuellinegro, pato colorado y porrón común) y otras no

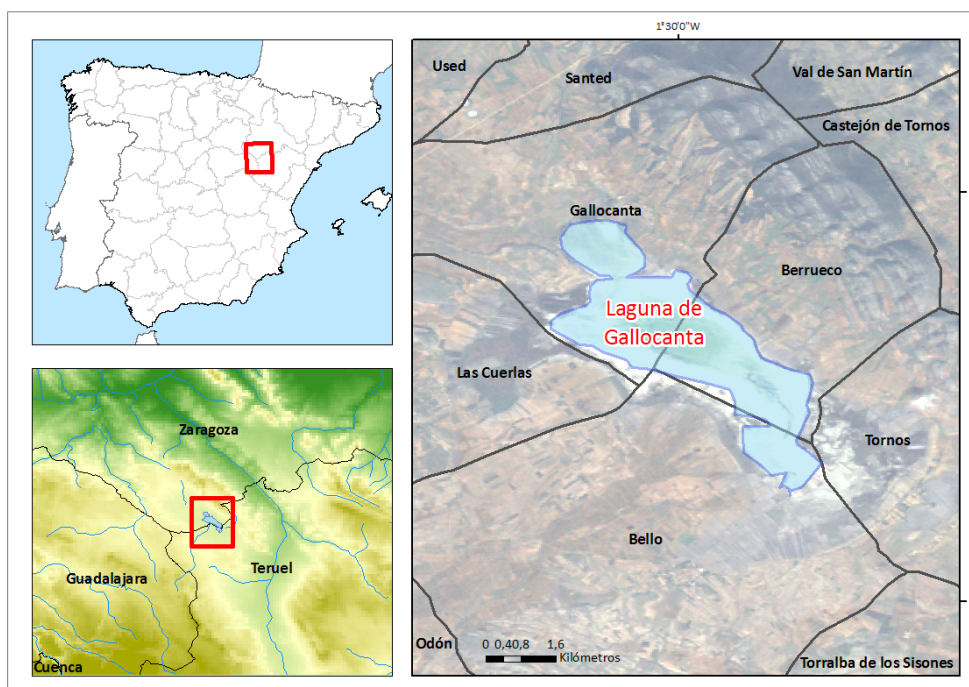
tan ligadas a medios acuáticos (alcaraván, triguero, buitrón, terrera común, lavandera boyera, cogujada, calandria, perdiz, curruca tomillera) (Sánchez Navarro, 2015).

Todos los elementos que configuran la morfología actual de la laguna están cada vez más desfigurados respecto de su disposición originaria como consecuencia del progresivo deterioro que se va produciendo en ellos por la erosión de las partes más elevadas y la colmatación de las más profundas.

La laguna de Fuente de Piedra es la más grande de Andalucía y ofrece un entorno privilegiado para la reproducción del flamenco rosa, además de ser área de invernada y de paso de muchas otras aves. La nidificación del flamenco constituye uno de los fenómenos más enriquecedores del ciclo anual de este humedal.

3.2. Laguna de Gallocanta

La laguna de Gallocanta está considerado el humedal salino endorreico más grande situado en la Península Ibérica. Se encuentra entre las provincias de Zaragoza y Teruel, en inmediaciones de los términos municipales de Gallocanta, Las Cuentas, Berrueco y Bello (fig. 3.4). La laguna tiene una superficie de 6.720 ha y su localización geográfica corresponde con las coordenadas 40°58'0"N 1°30'0"O (Ramsar, 2015). La laguna se encuentra entre las comarcas de Daroca y Jiloca, sobre una altiplanicie a casi mil metros de altitud, sus aguas ocupan el fondo de una cuenca endorreica, sin salida hacia cauces fluviales (fig. 3.4). Las dimensiones de la laguna son notables, cerca de 7,5 km de longitud y 2,5 km de ancho.



Fuente: Elaboración propia (2015)

Figura 3.4. Localización de la laguna de Gallocanta

Los antecedentes de protección de los valores de la laguna datan desde el Decreto 42/1985, de 2 de mayo, de la Diputación General de Aragón, por el que se crea el Refugio Nacional de Caza de la laguna de Gallocanta (Teruel-Zaragoza), quedando prohibido de manera general el ejercicio de la caza, por entender que razones biológicas, científicas y educativas hacían preciso la conservación de determinadas especies cinegéticas. Posteriormente, por el Decreto 69/1995, de 4 de abril, de la Diputación General

de Aragón, se reclasifica en Refugio de Fauna Silvestre. En el año 1987 se acuerda que el territorio del Refugio Nacional de Caza sea incluido en la red de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), en aplicación de lo dispuesto en la Directiva 79/409/CEE, de conservación de las aves silvestres. Por acuerdo de Gobierno, de 24 de julio de 2001, publicado por la Orden de 5 de septiembre de 2001, se amplía y se da una nueva delimitación a la ZEPA de la cuenca de Gallocanta. En 1994, a propuesta de la Diputación General de Aragón y por Acuerdo de Consejo de Ministros de 17 de marzo de 1994 (Resolución de 31 de mayo de 1994, BOE n.º 135, de 7 de junio), fue incluida en la Lista de Humedales de Importancia Internacional el Convenio de Ramsar; en aplicación de las obligaciones contraídas por el Estado español tras la ratificación, el 20 de agosto de 1982, del Convenio relativo a Humedales de Importancia Internacional especialmente como hábitat para las aves acuáticas. Por otra parte, mediante Ley 11/2006 dictada en virtud de las competencias exclusivas de la Comunidad Autónoma de Aragón en materia de espacios naturales protegidos y de protección de los ecosistemas en los que se desarrolle la pesca fluvial y lacustre, acuicultura y caza, así como de las competencias compartidas que ostenta en materia de protección del medio ambiente, se declara la Reserva Natural Dirigida de la laguna de Gallocanta y su Zona Periférica de Protección.

Los principales factores que han favorecido la formación del área endorreica de Gallocanta son la topografía plana, un substrato rocoso impermeable que impide que el agua se infiltre y un clima de tipo semiárido. En la cuenca de Gallocanta el proceso principal de génesis ha sido la disolución del substrato carbonatado o karst. Este fenómeno, muy habitual en calizas (aunque también se produce en yesos y otras sales), da lugar a la generación de conductos y cavidades subterráneas. Si los conductos y grutas están próximos a la superficie de terreno, puede producirse un hundimiento de la bóveda, originando en la superficie una depresión cerrada, también llamada dolina. Este proceso puede ser muy brusco (por colapso), dando socavones y simas, o bien lento y progresivo, dando entonces depresiones más suaves de dimensiones muy variables (García Prieto, 2009).

La laguna de Gallocanta, de agua salada y carácter temporal, ocupa el fondo de una gran cuenca endorreica producto de un proceso de corrosión kárstica que se produjo durante el Terciario reciente y tiene un elevado contenido en sales, que es debido a los sustratos salinos, que atraviesan las aguas que llegan por el subsuelo, y a la intensa evaporación en su superficie. La cuenca abarca una extensión de 536 km². La laguna forma parte de un sistema lagunar de tipo endorréico-estepario instalado a una cota de unos mil metros, donde las fluctuaciones en el nivel del agua determinan la composición y dinamismo de las poblaciones de organismos que viven en ella (Leránoz Istúriz e González Cano, 2009) (fig. 3.5).



Fuente: Leránoz y Gozález (2008)

Figura 3.5. Laguna de Gallocanta (vista aérea)

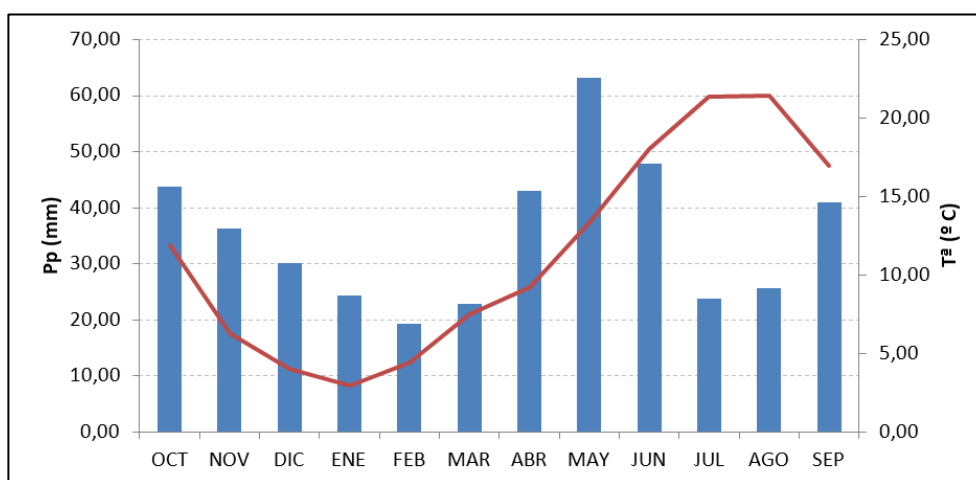
La mayor parte de las aguas procedentes de precipitaciones fluyen por escorrentía hacia el fondo de la depresión, entrando en la laguna por pequeños arroyos y acequias (Arroyo de la Cañada, Arroyo de Santed, Acequia de la Regeira, Rambla de los Pozuelos y Acequia Madre, principalmente) que, en ningún caso, mantienen un caudal permanente; existen además algunas filtraciones de aguas subterráneas que afloran fundamentalmente en las proximidades de la orilla noroeste de la laguna (Ramsar, 2015).

La alimentación hídrica de la laguna de Gallocanta se encuentra favorecida por la geología y las características hidrogeológicas de las rocas que le sirven de sustrato. Así, tenemos que las sierras de Santa Cruz, Valdelacasa y Valdellosa están formadas por crestones de cuarcitas y pizarras paleozoicas, que se hunden hacia el suroeste. Estas rocas, aunque son poco permeables, están intensamente fracturadas, siendo en las fracturas donde se almacena una cantidad apreciable de agua. Debido a la geometría de estas formaciones cuarcíticas, el agua infiltrada en las grietas fluye lentamente hacia el suroeste, donde da lugar a toda una serie de manantiales y surgencias de escaso caudal pero muy estables, distribuidas al pie de estas sierras; son, entre otras: la fuente de Villarejo, de la Balsa, de Sancho, de los Saces y de la Cerrada. Encima de estas formaciones se reconoce una unidad calcárea de pequeño espesor, del Triásico Medio, que aflora de manera discontinua; por ejemplo, sobre estos materiales se ubica el municipio

de Gallocanta, y el agua albergada en su fracturación abastece los pozos del pueblo. Los siguientes materiales en edad ocupan el área más deprimida de la cuenca de Gallocanta: se trata de una unidad de arcillas, margas, yesos y sales del Triásico Superior, visibles en varios puntos de los alrededores de la laguna de Gallocanta, como sucede al pie del cerro de la ermita del Buen Acuerdo. Estos materiales, bastante impermeables, dificultan la infiltración del agua superficial. Esta formación arcillosa es la responsable de la concentración de lagunas en esta zona, así como del carácter salino de algunas de ellas (García Prieto, 2009). Otras formaciones geológicas posteriores afloran a lo largo de todo el borde occidental y meridional de la cuenca. Se trata de rocas calizas fundamentalmente, formadas durante los periodos Jurásico y Cretácico, y que conforman extensos afloramientos con estratos horizontales o suavemente plegados. Sobre estos materiales existen pocas lagunas, ya que los carbonatos son parcialmente solubles en agua, especialmente cuando están fracturados, como es en este caso. Las grietas se amplían por disolución y el agua se infiltra de forma muy eficaz, para originar conductos subterráneos y hasta grutas y cavernas. Este fenómeno se denomina “karst” y es muy común en toda la Cordillera Ibérica. Conocidas grutas próximas a la cuenca de Gallocanta se encuentran en Aldehuela de Liestos y en Torrijo del Campo, aunque también pueden observarse cuevas de diverso tamaño en las calizas que aparecen a lo largo del desfiladero (“hoces”) del río Piedra, entre Embid y Torralba de los Frailes, al noroeste de Gallocanta. Materiales más recientes, de la Era Terciaria, aparecen en toda la cuenca cubriendo de manera discontinua a las formaciones ya citadas. Se trata de depósitos de gravas, arenas y arcillas, bastante compactas a veces, de varias decenas de metros de espesor. Habitualmente son permeables, sobre todo cuando proliferan las gravas y las arenas, muy porosas. Cuando estos depósitos se superponen a un substrato rocoso impermeable, constituyen buenos reservorios de agua subterránea o acuíferos explotables, aunque sus dimensiones generalmente modestas no permiten extraer grandes caudales. Otras veces presentan localmente un alto contenido en arcillas, disminuyendo entonces su permeabilidad. Es el caso del sector Embid – La Yunta – Odón, donde el carácter arcilloso de estas formaciones ha favorecido un importante foco endorreico, con más de 12 lagunas semipermanentes. Por último, los materiales más recientes, de la Era Cuaternaria, están formados por gravas sueltas, arenas y arcillas arrastradas por arroyos (tanto antiguos como actuales) y por los conos de deyección que se desarrollan al pie de las sierras de Santa Cruz – Valdelacasa, así como por los depósitos lacustres históricos de la laguna de Gallocanta. Todos estos materiales, que constituyen buenos suelos agrícolas, tienen un espesor reducido (unos pocos metros, como mucho) y son generalmente muy permeables debido a su alta porosidad (García Prieto, 2009).

La laguna de Gallocanta y su entorno, situado en pleno corazón del Sistema Ibérico, presenta un clima mediterráneo semiárido semicontinental, típico de una estepa de latitudes intermedias (Ramsar, 2015). El modelo hidrológico SIMPA (Cedex, 2009) suministra las series de datos de precipitación y temperatura para el entorno de la laguna de Fuente de Piedra entre los años hidrológicos de 1940/41-2005/06. A partir del

análisis de estas series de datos, se ha obtenido que la precipitación media anual es del orden de 500 mm, con una considerable oscilación pluviométrica interanual. Las precipitaciones máximas se dan en los meses de mayo y junio, y las mínimas en julio, agosto, enero y febrero; y la temperatura media anual es de 10,7°C, con máxima media mensual en julio (21,1°C) y mínima media mensual en enero (2,9°C), como se puede observar en la figura 3.6. La temperatura máxima absoluta registrada es de 39°C y la mínima de -21°C con temperatura media de las mínimas por debajo de 0°C en los meses de noviembre a marzo. También son frecuentes los vientos del noroeste, alcanzando a menudo velocidades superiores a los 80 km/h (Sánchez Navarro, 2015).



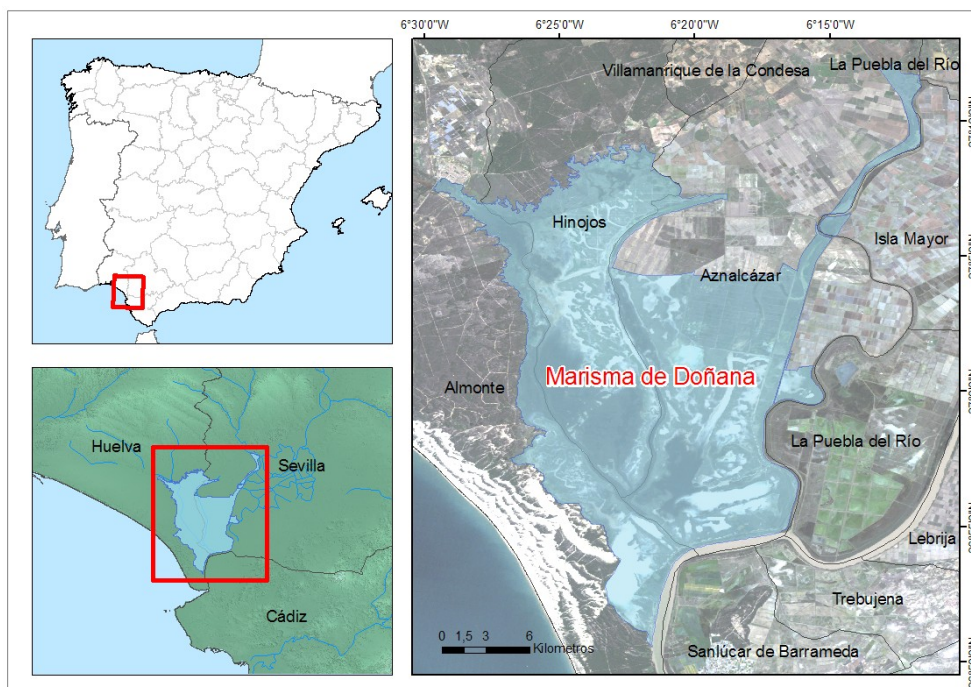
Fuente: Sánchez Navarro (2015)

Figura 3.6. Precipitación y temperatura media en la laguna de Gallocanta

La flora de la laguna de Gallocanta y su entorno es rica y variada, debido a que el Sistema Ibérico es una zona de transición en la migración de numerosas especies de origen mediterráneo (Ramsar, 2015). Las aves son uno de los principales atractivos de la laguna de Gallocanta. La privilegiada situación de la cuenca de Gallocanta y la variedad de sus ecosistemas propician la concentración de aves esteparias, acuáticas, limícolas y larolimícolas. La variabilidad anual e interanual de la avifauna está condicionada por las fluctuaciones de la laguna; así, la mayor concentración de aves acuáticas se produce durante la época invernal cuando hay un buen nivel de inundación, llegándose en la temporada 1998-1999 a concentrarse 10.121 ejemplares de grullas invernantes y alcanzándose máximos de 60.000 ejemplares durante los pasos migratorios. La tendencia decreciente de la lámina de agua desde los años 1990 ha supuesto una disminución drástica del número de aves acuáticas (Longares Aladrén, 2009).

3.3. Marisma de Doñana

La marisma de Doñana se localiza en Andalucía (fig.3.7.), entre las provincias de Huelva (términos municipales de Almonte, Hinojos, Lucena del Puerto, Moguer, Palos de la Frontera), Sevilla (términos municipales de Aznalcázar, Isla Mayor, Pilas, Puebla del Río, Villamanrique de la Condesa) y Cádiz (término municipal de Sanlúcar de Barrameda) (fig. 3.7). Las capitales de provincia más cercanas son Sevilla y Huelva, situadas respectivamente a 65 km y a 48 km, aproximadamente. La superficie de la marisma de Doñana es de 114.646 ha; y sus coordenadas geográficas son 37°1'52"N 6°25'24"O (Ramsar, 2015).



Fuente: Elaboración propia (2015)

Figura 3.7. Localización de marisma de Doñana

El humedal forma parte del Parque Nacional de Doñana, declarado de 16 de octubre en Decreto 2412/1969, de creación del Parque (BOE, n° 257, de 27 de octubre de 1969). La gran importancia de este territorio queda reflejada en la declaración por la UNESCO, en 1994, como Patrimonio de la Humanidad, y así mismo fue incluido dentro del programa de la Naciones Unidas “Hombre y Biosfera” como Reserva de la Biosfera. Del mismo modo, la marisma ha sido catalogada como zona ZEPa (zona de especial protección de aves) en 1987, LIC (lugar de interés comunitario) en 1997 y zona de

especial conservación en 2012 por el Decreto 493/2012, de 25 de septiembre, por el que se declaran determinados lugares de importancia comunitaria como Zonas Especiales de Conservación de la Red Ecológica Europea Natura 2000 en la Comunidad Autónoma de Andalucía. Dentro del Convenio Ramsar, está considerado como Humedal de Importancia Internacional, siendo designado como tal el 5 de abril de 1982.

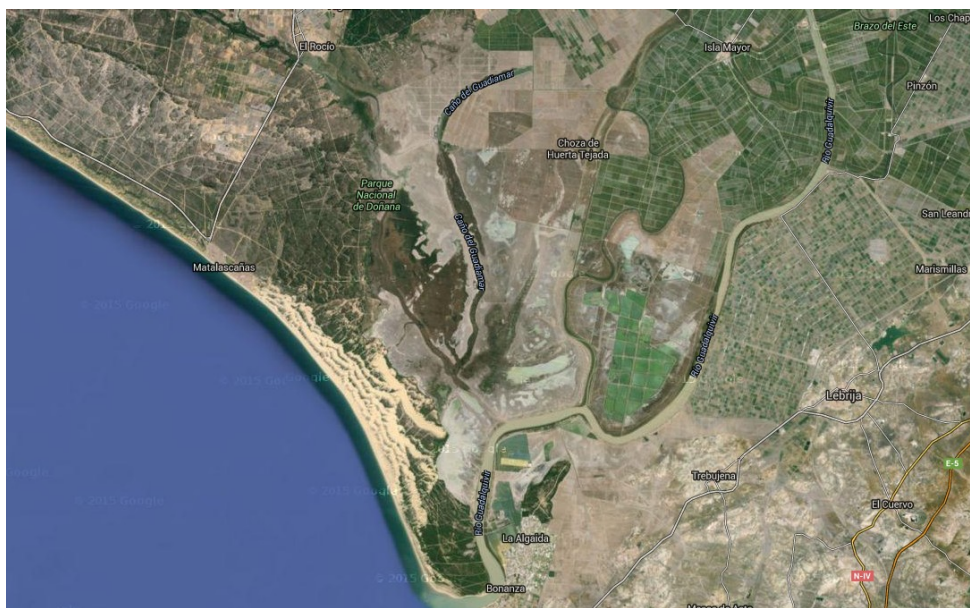
La historia geológica del emplazamiento de las marismas, según estudios del IGME (2015b), muestra que durante el Mioceno superior-Plioceno las condiciones de depósito reinantes, corresponden al parecer a los de una cuenca marina de profundidad de media a grande, en la que se depositaron potentes capas de margas. En las zonas marginales se formaron áreas inestables, que favorecieron el deslizamiento de masas de materiales subbéticos hacia el fondo de la cuenca. Estos sedimentos, que incluyen las denominadas "albarizas", se encuentran, en parte, intercalados entre los materiales autóctonos del Mioceno. Hacia el techo las margas (margas azules), son cada vez más arenosas, lo que indica que, la cuenca entró en un periodo regresivo. Al final se produjo una emersión, con erosión parcial del techo del tramo margoso, sobre el que a continuación se depositaron sedimentos costero-litorales (arenas basales). En las zonas emergidas se generó una importante red fluvial, así como un glacis (formación roja) que llegó a ocupar una extensión considerable. Posteriormente, entre finales del Plioceno y principios del Cuaternario se produjo una nueva transgresión marina, pero de mucha menor envergadura que la del Mioceno superior. Se instaló así un golfo en una zona que prácticamente coincide con la ocupada por las actuales marismas. De forma simultánea a esta transgresión, probablemente, se inició el crecimiento, en dirección sureste de una barra litoral arenosa que paulatinamente, cerró el golfo, convirtiéndolo en una albufera. Esta se rellenó, principalmente, con sucesivos aportes fluviales, los cuales junto con algunas interferencias de origen marino-costero, contribuyeron a la colmatación final. Así, el avance progresivo de las arenas pudo llegar a cerrar, en muchos casos, las desembocaduras de algunos arroyos y a dificultar o impedir el drenaje, lo que originó ambientes lagunares locales, en los que se pudieron dar las condiciones precisas para la formación de turba. En la actualidad en la costa se produce una intensa removilización eólica, y en las marismas una colmatación, a expensas, fundamentalmente, de materiales detríticos finos. El análisis de la evolución de las playas actuales, permite conocer el cambio reciente de la línea de costa entre Mazagón y la desembocadura del Guadalquivir. Así se puede observar un avance entre Mazagón y la Torre del Loro, y una retirada de la misma entre Matalascañas y Sanlúcar de Barrameda, originando en este último sector una serie de playas colgadas que aumentan en número hacia la desembocadura del Guadalquivir (Igme, 2015b).

La marisma, se localiza en la subunidad acuífera Almonte-Marismas, en el tercio meridional. Esta subunidad está limitada al norte por el afloramiento de las margas azules que coincide, aproximadamente, con la carretera Sevilla-Huelva, por el este por el río Guadiamar, por el sur con el Guadalquivir y por el oeste con el océano Atlántico. Geológicamente el sustrato está formado por depósitos marinos del Neógeno y por otros de origen fluvio-marino y eólico del Cuaternario; todo el conjunto de formaciones yacen,

prácticamente, horizontales al no haber sido afectadas por importantes movimientos tectónicos. Esta formación, que aflora en todo el borde septentrional del área, es la base impermeable del acuífero, y está constituida por margas de facies típicamente marina con estratificación masiva. La regresión producida a finales del Plioceno inferior provocó un cambio en la sedimentación, lo que ocasionó que se sedimentasen margas con contenidos crecientes en arenas, o que incluso continuase con una serie de limos arenosos calizos. Como resultado se tiene una formación poco homogénea, con zonas en las que predominan las arenas sobre los limos y otras donde el contenido arcilloso aumenta considerablemente, en las marismas esta formación no aflora. Según datos de sondeos (Díaz Del Olmo *et al.*, 2010; Igme, 2015b), la marisma está constituida por alternancia de capas arenosas y/o areniscosas y lumaquelas de ostreas negras; y una importante extensión del humedal está situado sobre sedimentos cuaternarios de marismas. Aunque la génesis de esta formación no está suficientemente conocida, puede admitirse que, durante el Cuaternario antiguo y medio, el golfo marino existente en esta zona comenzó a cerrarse parcialmente por la formación del cordón litoral, dando lugar a una amplia albufera que, progresivamente, se colmató con sedimentos de origen continental. A partir de estudios micropaleontológicos y de microfacies de muestras tomadas en sondeos perforados en las inmediaciones del humedal se han podido establecer las condiciones medioambientales en las que se formaron y sobre las que asientan las marismas (Díaz Del Olmo *et al.*, 2010), y que debieron ser las siguientes: la sedimentación se produjo en un medio de tipo marino muy litoral, con influencias salobres o lacustres, sobre todo en la parte más superficial. En la más profunda, en la que existe abundancia de fósiles resedimentados, gravas y arenas, los episodios de origen fluvial pueden haber sido muy importantes (Igme, 2015b).

La marisma de Doñana es una extensa planicie aluvial con una morfología típica de llanura de inundación de leve altitud (no supera en general los 2 m s.n.m.) y suave pendiente (inferior al 2‰). El micro relieve, de orden decimétrico, representa el criterio básico para su diferenciación en unidades geomorfológicas, por ser la característica que mejor expresa tanto la diversidad morfológica y funcional actual como la génesis de los elementos del paisaje. En la marisma se han distinguido tradicionalmente tres unidades en función de la microtopografía: bancos, zonas de transición y depresiones. Estas unidades reflejan la dinámica geomorfológica ocurrida durante el Holoceno. Los bancos, que allí se denominan "paciles" y "vetas", son las zonas más elevadas. No suelen quedar anegadas, salvo en épocas de avenida. Los paciles, de textura arcillo-limosa, se corresponden con elevaciones ("levées") de los caños que divagan por la marisma, algunos de los cuales han dejado de funcionar. Las vetas, elevaciones más o menos aisladas y de dimensiones reducidas, presentan muy diversa naturaleza y origen: las arcillosas son restos fragmentados y erosionados de antiguos paciles y las arenosas con mal acofauna, restos de formaciones litorales antiguas que han quedado incluidas dentro de la marisma. También aparecen vetas arenosas sin conchas que derivan de dunas superpuestas a dichas formaciones litorales. Las zonas de transición o "quebradas", de elevación intermedia, tienen su origen en la colmatación por materiales limo-arcillosos

de antiguas depresiones y cauces. Actualmente, la lámina de agua apenas llega a alcanzar un palmo en los años normales. Las zonas deprimidas, donde la inundación persiste durante muchos meses y alcanza cerca de un metro de profundidad en años lluviosos, se corresponden con los caños y lucios. Los primeros son restos de antiguos canales de marea colmatados que, ahora, operan sólo como cauces temporales. La mayoría de ellos han sido truncados por la acción humana y se limitan a acumular las aguas de precipitación. Los lucios, depresiones de morfología lagunar y profundidad variable, derivan de la fragmentación de antiguos cauces fluvio-mareales abandonados (Clemente Salas *et al.*, 2004).

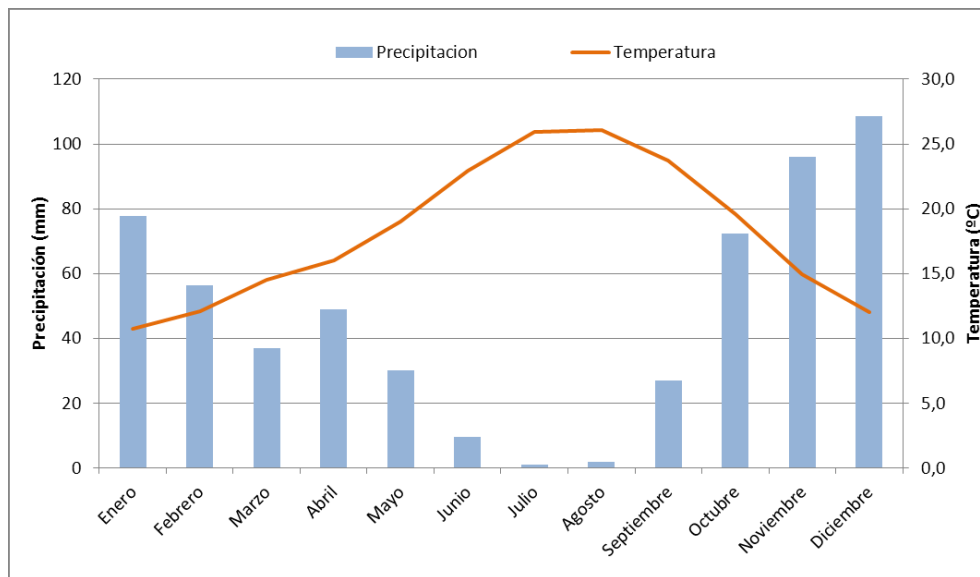


Fuente: Instituto Geográfico Nacional (2015)

Figura 3.8. Parque Nacional Doñana (vista aérea)

El clima existente en humedal corresponde con el denominado Mediterráneo subhúmedo con influencia atlántica. Se caracteriza por la variabilidad hiperanual e interanual de las precipitaciones, lo que condiciona la irregularidad de las aportaciones fluviales. El número de horas de insolación es elevado, con una media anual de orden de 3.000 horas. Los vientos predominantes son los del sureste y oeste (Igme, 2015b). La influencia del Atlántico produce una suavización de las temperaturas, de modo que la temperatura media anual es de 18°C a 19°C. La mínima excepcionalmente puede llegar a -6°C en torno al mes de enero (Cedex, 2009). Las heladas son poco frecuentes, del orden de 5 días al año. La precipitación anual media es del orden de 575 mm que se distribuyen del siguiente modo: 20% en primavera, 5% en verano, 35% en otoño y 40% en in-

vierno. Las lluvias en otoño tienen un régimen generalmente, tormentoso, siendo de carácter frontal en primavera e invierno. La evapotranspiración potencial por el método de Thornthwaite supone cifras muy elevadas (840 mm/año), ya que superan en casi el 50% de la precipitación anual media (Igme, 2015b). La figura 3.9 presenta las medias mensuales de precipitación y de temperatura para el periodo 1981-2010 en la estación “Jerez de la Frontera Aeropuerto” estación cercana a la Marisma de Doñana. Los datos recogidos por la estación perteneciente a la red de estaciones de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), muestran que las temperaturas medias anuales oscilan entre 12°C y 25°C, siendo diciembre y julio los meses más extremos. El máximo valor de precipitación media mensual es 96mm, en el mes de febrero.



Fuente: Elaborado a partir de datos AEMET (2015)

Figura 3.9. Precipitación y temperatura media en marisma de Doñana. Estación de Jerez de la Frontera Aeropuerto

Los orígenes de las aguas que provocan la inundación de las marismas son, fundamentalmente, la lluvia caída directamente sobre su superficie (Borja Barrera e Del Olmo, 2008), y el desbordamiento de los ríos que confluyen a esa área, es decir, lo que clásicamente se denomina aguas superficiales. En el sector de la unidad hidrogeológica que funciona como acuífero libre, estas aguas y las subterráneas están íntimamente conectadas en los ríos y arroyos, y por tanto, una parte del agua que alcanza las marismas tiene un origen subterráneo, al proceder de la descarga del acuífero. El papel del agua subterránea en el parque nacional es, no por menos llamativo, menos importante, ya que no queda limitado a estas aportaciones que incrementan las inundaciones de las

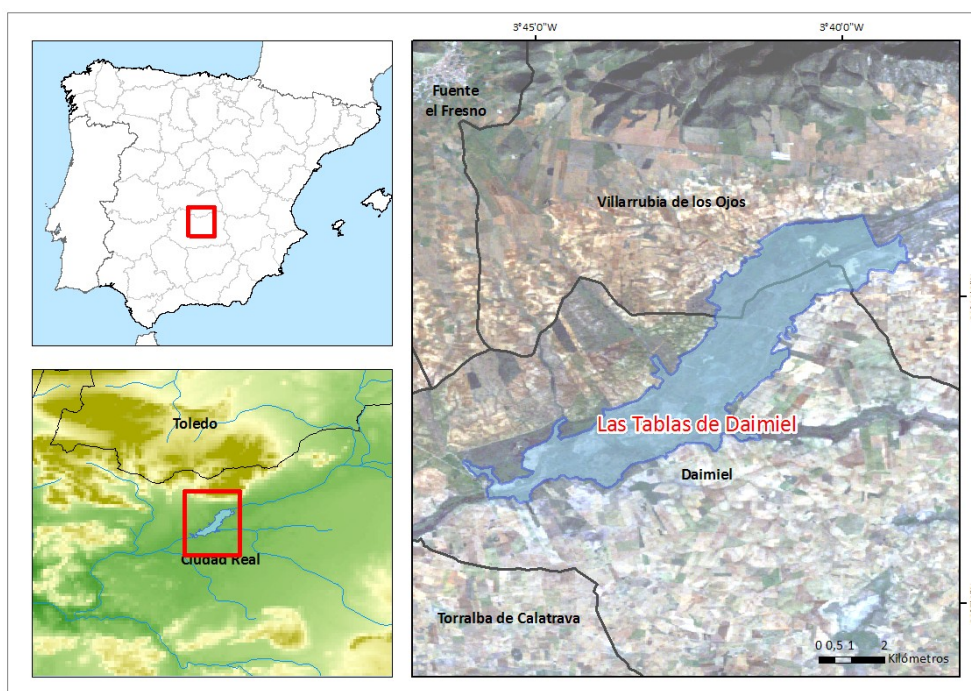
marismas. En estiaje, la vida animal y vegetal puede continuar gracias a las aguas subterráneas. Si éstas no existiesen, no se hubiera podido desarrollar la importante reserva ecológica que representa Doñana. Así, en el ecosistema de las dunas, en donde el nivel piezométrico del acuífero está próximo a la superficie, es posible mantener en los "corrales" una humedad en el suelo que se conserva durante todo el año. En el ecotono de La Vera La Retuerta, la superficie piezométrica se sitúa también muy alta, ligeramente por encima del nivel de marismas. Como consecuencia, en toda esta franja límite, son normales las zonas húmedas y las lagunas. Las aguas subterráneas que circulan por el acuífero profundo influyen igualmente en la ecología del área protegida. Una parte de las mismas pueden ascender, muy lentamente, a través de las arcillas semipermeables, cargándose en sales. Al llegar a la superficie se evaporan, salinizando los metros más superficiales, fundamentalmente con cloruros. En las marismas existen pequeñas depresiones circulares, de algunos metros de diámetro, llamadas "ojos" que suelen mantener una lámina de agua durante todo el año. Aunque la procedencia de esta agua no está suficientemente estudiada, parece evidente que se corresponde con el drenaje de paleocauces localizados en la zona más superficial de las marismas y, que conectan los mencionados ojos con el sector del acuífero que funciona como libre. Las aguas subterráneas pueden contemplarse en otra vertiente distinta. Los conocimientos adquiridos pueden aplicarse para potenciar la vida en el ecosistema. Así, mediante la explotación racional de los recursos subterráneos pueden crearse nuevas zonas húmedas, como la laguna artificial del Acebuche (Igme, 2015b).

La topografía existente en Doñana muestra depresiones inundables. Estas funcionan a modo de grandes lagunas, que acumulan fundamentalmente agua de lluvia y terminan perdiéndola por evaporación. Sin embargo, hasta no hace mucho, los caños actuaron como cauces fluviales más o menos divagantes por las que circulaba el agua que, finalmente, se evacuaba al Guadalquivir. Los lucios, sin embargo, han funcionado como cubetas de evaporación, durante cientos de años; en vez de zonas de tránsito de agua, se han convertido en sumideros de agua y sajes, generando un medio poco favorable para la proliferación de especies perennes y, como resultado, presentan suelos de características químicas y físicas diferenciadas y un aspecto desolador en la época estival (Clemente Salas *et al.*, 2004).

3.4. Tablas de Daimiel

Las Tablas de Daimiel se sitúan en la provincia de Ciudad Real, en los términos municipales de Daimiel y Villarrubia de los Ojos, con una superficie de 1.928 ha. Sus coordenadas de geolocalización son 39°09'N 003°40'O. La capital de provincia más cercana es Ciudad Real que se localiza a 19 kilómetros en dirección sureste (Ramsar, 2015). La ubicación de las Tablas de Daimiel puede verse en la figura 3.10.

El humedal de las Tablas de Daimiel fue declarado Parque Nacional en el año 1973. Junto a esta figura de protección, también se encuentra catalogado como Reserva de la Biosfera de la UNESCO desde 1981 e incluido desde 1982 en el Convenio Ramsar como humedal de importancia internacional. Desde 1988 es además zona ZEPA y LIC de la Red Natura 2000.



Fuente: Elaboración propia (2015)

Figura 3.10. Localización de las Tablas de Daimiel.

Este humedal se encuentra ubicado en la unidad hidrogeológica 04.04 (Mancha Occidental). Esta Unidad Hidrogeológica tiene forma casi rectangular con un eje máximo en la dirección O-E de unos 130 km y un eje mínimo N-S, de unos 50 km. El emplazamiento se caracteriza por tener un relieve muy suave con cotas que oscilan entre 600

m s.n.m. en el borde SO, y unos 750 m s.n.m. en los afloramientos paleozoicos próximos a Villarrobledo. Desde el punto de vista geológico, corresponde a una depresión morfoestructural situada entre las unidades de los Montes de Toledo al norte, Campos de Calatrava al oeste y Sierra Morena Oriental al sur. El zócalo y los bordes de esta depresión lo constituyen materiales paleozoicos y mesozoicos, quedando la zona occidental representada por pizarras, cuarcitas, areniscas y yesos; y por calizas, dolomitas, margas y arenas, la zona central y oriental de dicha depresión. Los materiales de relleno corresponden a facies continentales del Mioceno y Plioceno. (Igme, 2015c).

La heterogeneidad de los materiales geológicos en la zona, tanto cuaternarios como terciarios ha sido comprobada gracias a recientes estudios, basados en sondeos de investigación sedimentológica en la margen izquierda de la zona húmeda de las Tablas de Daimiel y en las proximidades de Calatrava la Vieja (Castaño *et al.*, 2013); observándose además, la existencia de tramos saturados situados entre otros no saturados en todas las columnas. El límite inferior de esos tramos se sitúa en el contacto Terciario-Cuaternario en el parque nacional, y dentro de los propios materiales cuaternarios en la zona de Calatrava la Vieja. Esa situación ha sido interpretado como un flujo vertical descendente en régimen general no saturado, donde los límites de formaciones con gran contraste de propiedades hidráulicas actuarían como barreras temporales al flujo; de esta forma, las Tablas de Daimiel funcionarían aún como un elemento de recarga hacia las formaciones inferiores.



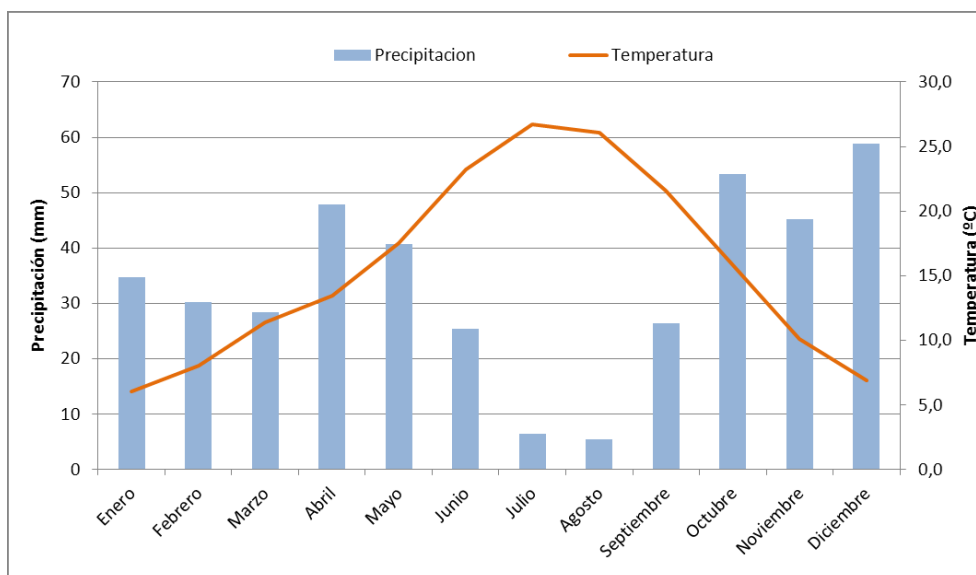
Fuente: Instituto Geográfico Nacional. (2015)

Figura 3.11. Tablas de Daimiel (vista aérea)

Las Tablas de Daimiel se mantienen fundamentalmente de la descarga natural de los ríos Cigüela, Guadiana y Azuer, con una descarga subterránea del acuífero muy importante al caudal de base de estos ríos y al propio humedal. El aporte subterráneo que proviene del acuífero evita un rápido descenso del nivel de las mismas. El ritmo anual de inundación del humedal está determinado por la llegada de las primeras crecidas otoñales o invernales, según los años, y de la red fluvial vertiente a la misma. El ciclo de inundación de las Tablas no termina con la desecación estival. Los niveles de inundación del verano (en torno a las 600 Ha) es una constante regular a lo largo de los años (Sánchez Navarro, 2015).

La unidad hidrogeológica 04.04 (Mancha Occidental) se recarga fundamentalmente a partir de la infiltración de las precipitaciones, por aportación lateral de las unidades hidrogeológicas 04.01 (Sierra de Altomira) y 04.06 (Campo de Montiel) y por infiltración de aguas a partir de los cauces superficiales (ITGE, 1989). Las salidas en régimen natural se realizaban por drenaje del río Guadiana y por evaporación en las zonas encharcadas, en los lugares topográficamente más bajos en que el nivel freático es cortado por la topografía. Estas zonas húmedas actuaban como áreas de regulación del acuífero, produciéndose una descarga por evapotranspiración variable en el tiempo según la situación del nivel freático con respecto a los humedales. Los cauces superficiales han tenido una estrecha interrelación con el funcionamiento hidráulico del acuífero, confiriendo ese especial carácter de relación aguas superficiales-aguas subterráneas de la unidad. En general, los ríos eran influentes o efluentes dependiendo del tramo, de la secuencia climática y de la situación estacional. De acuerdo con este esquema simplificado, resulta evidente que si las extracciones de aguas subterráneas superan a la recarga natural, las salidas por drenaje se ven afectadas. La progresiva explotación de las aguas subterráneas para fines de regadío ha supuesto importantes modificaciones en el régimen natural de la unidad. De este modo, la evolución piezométrica de la unidad, ha sufrido un descenso importante de los niveles que ha motivado la desconexión hidráulica de los ríos con el acuífero, comportándose aquéllos actualmente como zonas de recarga del acuífero en las pocas ocasiones en que circula agua por sus cauces. Igualmente el descenso piezométrico ha provocado la desaparición de la mayoría de los humedales situados sobre la unidad. Se puede decir que el humedal del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel se encuentra actualmente desconectado del acuífero, manteniéndose encharcado por las aportaciones del río Cigüela en los escasos episodios húmedos y por los caudales derivados del Acueducto Tajo-Segura desde 1988 (Igme, 2015c). El cauce del alto Guadiana, comprendido desde los Ojos del Guadiana hasta las Tablas de Daimiel, ha sufrido un impacto antrópico tan importante que ha provocado que desde el inicio de la década de los años '80 los Ojos del Guadiana dejasen de manar agua. Al impacto de la desecación, debe sumarse también el proceso de combustión espontánea que se produce en las turberas generadas en las zonas pantanosas del cauce del Guadiana, lo que produce entre otras consecuencias la aparición de colapsos y subsidencias en el terreno, emisión de gases, pérdidas económicas, entre otras (Igme, 2015c).

El clima dominante en la zona es mediterráneo templado, caracterizado por la existencia de una estación seca bien definida. La época libre de heladas tiene una duración máxima de 6 meses. Los días nubosos y despejados predominan sobre los cubiertos, con una elevada insolación anual, entre 2.600 y 2.900 horas. Los datos recogidos en la estación meteorológica Ciudad Real, perteneciente a la red de estaciones de AEMET y cercana a las Tablas de Daimiel, registran la variación de la precipitación y temperatura media mensual para el periodo de 1981 a 2010 que se muestra en figura 3.12. En el gráfico se puede apreciar que las temperaturas medias anuales oscilan entre 6°C y 25°C, siendo enero y agosto los meses más extremos. Por su parte, los valores correspondientes a precipitación media mensual oscilan entre 4mm y 27mm. La lámina de agua de las Tablas refleja en sus variaciones anuales de nivel las condiciones climáticas imperantes en la cuenca durante los periodos de tiempo inmediatos (Sánchez Navarro, 2015).



Fuente: Elaborado a partir de datos de AEMET (2015)

Figura 3.12. Precipitación media y temperatura media en las Tablas de Daimiel. Estación de Ciudad Real

Han sido muchas las alteraciones sufridas por el entorno de las Tablas de Daimiel hechas por el hombre desde el siglo XII y que han ocasionado enormes daños a este espacio natural, como ha sido en su época la introducción de los molinos accionados por corrientes de agua, pues para garantizar el funcionamiento de los mismos se realizaron desviaciones y represiones. Sin embargo, las principales modificaciones del medio se produjeron durante el siglo XX; cuando con anterioridad a la década de los años '70 se secaban extensas áreas por la sobreexplotación de las aguas para uso agrícola, y esto,

junto con la insalubridad de la zona, llevó al principal intento de desecación de las Tablas de Daimiel durante el periodo 1967-1971. A pesar de su declaración como parque nacional en 1973, la sobreexplotación de las aguas subterráneas condujo a la declaración del acuífero como sobreexplotado en 1987. Para solventar esta situación, a partir de 1988 se iniciaron los trasvases desde el Tajo-Segura si bien tanto la cantidad de agua aportada como las fechas de inundación dependen de la disponibilidad de caudal para cubrir otras necesidades y las calidades de las aguas aportadas no coinciden con las calidades de las aguas originales. Así pues, tras un periodo en el que la interacción del hombre con el medio se mantiene dentro de unos límites sostenibles (hasta 1967, sistema cuasi-natural), la intensificación de la agresión contra el sistema define un periodo en el que hay una dura competencia entre el sistema natural y la acción humana (1967-1987, sistema modificado) para finalizar con un periodo en el que el sistema ya no es capaz de funcionar sin el soporte externo (desde 1987 hasta la actualidad, el sistema está muy modificado). Comparadas estas fechas con los principales periodos climáticos se aprecia que no coinciden la actuación humana y los cambios en el clima, por lo que se concluye que las modificaciones antrópicas no son condicionadas por el clima sino por factores externos al medio natural, generalmente socio-económicos y políticos (Martínez e Santisteban, 2004).

Las oscilaciones del nivel de agua de las Tablas, con su consiguiente influencia en la vegetación litoral y sumergida, es el factor que determina asimismo las variaciones cualitativas y cuantitativas de las poblaciones de aves acuáticas en las Tablas de Daimiel (Sánchez Navarro, 2015).

Las principales características hidrológicas de los humedales casos de estudio descritas en los apartados 3.1 a 3.4, y en el que se citan las referencias bibliográficas fuentes, se presentan resumidas en la siguiente tabla (tabla 3.1).

Tabla 3.1. Principales características hidrológicas de los humedales casos de estudio

Humedal	Funcionamiento hidrológico
Laguna de Fuente de Piedra	Sistema de gran complejidad hidrogeológica, la circulación del agua subterránea tiene lugar mediante sistemas de flujo estratificados debido a los contrastes de densidad entre el agua dulce, las aguas salobres, la salmuera subsuperficial y la salmuera procedente de un sistema kárstico regional hipersalino. Estos sistemas de flujos subterráneos, junto con la escorrentía superficial, descargan en la cuenca endorreica de la laguna, contribuyendo a mantener el humedal. La salmuera subsuperficial alcanza valores de salinidad 5 veces superiores al agua de mar y la procedente del sistema kárstico hipersalino supera a esta última en un orden de magnitud (Heredia, Ruiz, & de Domingo, 2009). Es un humedal de agua salobre que presenta altos contenidos de cloruro sódico y sulfato cálcico. La estructura interna de la laguna no corresponde a su estado primitivo ya que la explotación salinera que se realizó en ella, impuso una serie de modificaciones que, de alguna manera, se mantienen en la actualidad (IGME, 2015a).

Humedal	Funcionamiento hidrológico
Laguna de Gallocanta	La laguna de Gallocanta, de agua salada y carácter temporal, ocupa el fondo de una gran cuenca endorreica producto de un proceso de corrosión kárstica que se produjo durante el Terciario reciente y tiene un elevado contenido en sales, que es debido a los sustratos salinos, que atraviesan las aguas que llegan por el subsuelo, y a la intensa evaporación en su superficie. La alimentación hídrica de la laguna de Gallocanta se encuentra favorecida por la geología y las características hidrogeológicas de las rocas que le sirven de sustrato. La mayor parte de las aguas procedentes de precipitaciones fluyen por escorrentía hacia el fondo de la depresión, entrando en la laguna por pequeños arroyos y acequias que, en ningún caso, mantienen un caudal permanente; existen además algunas filtraciones de aguas subterráneas que afloran fundamentalmente en las proximidades de la orilla noroeste de la laguna (Ramsar, 2015).
Marisma de Doñana	La marisma de Doñana es una extensa planicie aluvial con una morfología típica de llanura de inundación de leve altitud. Los orígenes de las aguas que provocan la inundación de las marismas son, fundamentalmente, la lluvia caída directamente sobre su superficie (Borja Barrera & Del Olmo, 2008), y el desbordamiento de los ríos que confluyen a esa área, es decir, lo que clásicamente se denomina aguas superficiales. En el sector de la unidad hidrogeológica que funciona como acuífero libre, estas aguas y las subterráneas están íntimamente conexas en los ríos y arroyos, y por tanto, una parte del agua que alcanza las marismas tiene un origen subterráneo, al proceder de la descarga del acuífero. Las aguas subterráneas que circulan por el acuífero profundo influyen igualmente en la ecología del área protegida. Una parte de las mismas pueden ascender, muy lentamente, a través de las arcillas semipermeables, cargándose en sales. Al llegar a la superficie se evaporan, salinizando los metros más superficiales, fundamentalmente con cloruros
Tablas de Daimiel	Las Tablas de Daimiel se alimentan fundamentalmente de la descarga natural de los ríos Cigüela, Guadiana y Azuer, con una descarga subterránea del acuífero muy importante al caudal de base de estos ríos y al propio humedal. La lámina de agua de las Tablas refleja en sus variaciones anuales de nivel las condiciones climáticas imperantes en la cuenca durante los períodos de tiempo inmediatos. El aporte subterráneo que proviene del acuífero evita un rápido descenso del nivel de las mismas. Las oscilaciones del nivel de agua de las Tablas, con su consiguiente influencia en la vegetación litoral y sumergida, es el factor que determina asimismo las variaciones cualitativas y cuantitativas de las poblaciones de aves acuáticas en las Tablas. El ritmo anual de inundación del humedal está determinado por la llegada de las primeras crecidas otoñales o invernales, según los años, y de la red fluvial vertiente a la misma. El ciclo de inundación de las Tablas no termina con la desecación estival. Los niveles de inundación del verano (en torno a las 600 Ha) es una constante regular a lo largo de los años (Sánchez Navarro, 2015).

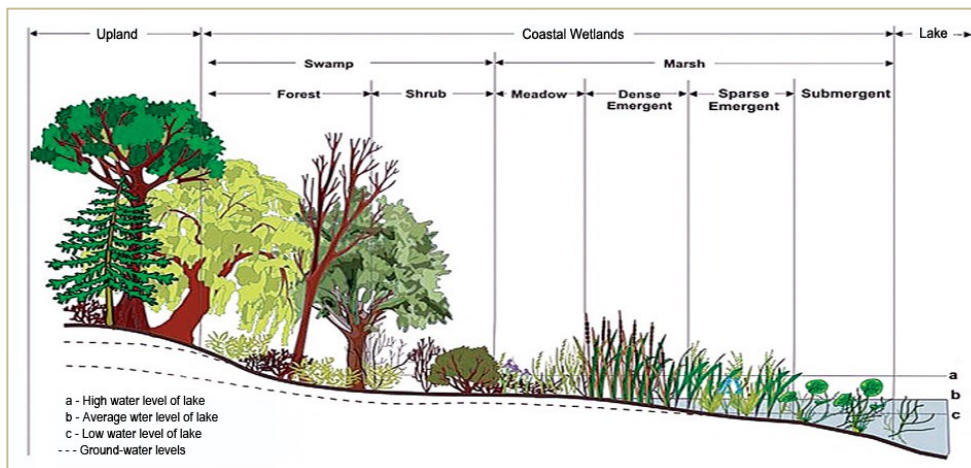
Capítulo 4

Estado del arte

El capítulo presenta el estado del arte en cuanto a los avances en el uso de la teledetección para la determinación y el seguimiento de las necesidades hídricas de los humedales.

4.1. Características ecosistémicas de los humedales

Los humedales son ecosistemas que se dan en todas las zonas climáticas, desde la región boreal a la tropical, en ellos se incluyen pantanos, ciénagas, marismas, pantanos herbáceos leñosos, cuerpos de agua poco profundos, llanuras de inundación fluviales y playas costeras (Gopal e Ghosh, 2008). Se observa pues que sus rasgos definitorios tienen que ver con: (1) la presencia de agua, ya sea en superficie o en la zona radicular; (2) condiciones de suelo únicas que los distinguen de los terrenos próximos; (3) una vegetación adaptada a condiciones húmedas y de forma inversa están caracterizados por la ausencia de vegetación que no tolera eventos de inundación. Sin embargo, la definición precisa de “humedal” no ha sido una tarea fácil, ya que el número de características específicas a cada uno estos espacios no permite una definición precisa (Mitsch e Gosselink, 2007) por encontrarse en la zona de transición entre los ecosistemas terrestres y los acuáticos (fig. 4.1).



Fuente: IJC (2012)

Figura 4.1. Perfil tipo de humedal. Transición entre sistema terrestre y acuático

La definición de humedales utilizada por la Convención Internacional sobre Humedales o de Ramsar es la más ampliamente utilizada a nivel internacional; en su definición se trata a los humedales como las zonas donde el agua es el principal factor controlador del medio y la vida vegetal y animal asociada a él (Ramsar, 2013). Se reconoce además que éstas zonas de transición entre el agua libre y el terreno próximo, llamadas ecotonos, contienen a menudo una mayor variedad de plantas y animales que los hábitats adyacentes ubicados en tierra (Usgs, 2014e). Para la Convención de Ramsar (2013), los humedales se dan donde la capa freática se halla en la superficie terrestre o cerca de ella o donde la tierra está cubierta por aguas poco profundas.

La Convención de Ramsar (2013), define como humedales

“las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros”.

Además, con el objetivo de proteger y conservar sitios adyacentes o que tengan relación, estipula que los humedales que se incluirán en la Lista de Ramsar de Humedales de Importancia Internacional:

"podrán comprender sus zonas ribereñas o costeras adyacentes, así como las islas o extensiones de agua marina de una profundidad superior a los seis metros en marea baja, cuando se encuentren dentro del humedal".

En general, la Convención reconoce cinco tipos de humedales principales:

-
- marinos (humedales costeros, inclusive lagunas costeras, costas rocosas y arrecifes de coral);
 - estuarinos (incluidos deltas, marismas de marea y manglares);
 - lacustres (humedales asociados con lagos);
 - ribereños (humedales adyacentes a ríos y arroyos); y
 - palustres (es decir, “pantanosos” – marismas, pantanos y ciénagas).

Considera también que hay humedales artificiales, como por ejemplo: estanques de cría de peces y camarones, tierras agrícolas de regadío, depresiones inundadas, salinas, embalses, estanques de grava, piletas de aguas residuales y canales. Para la clasificación de tipos de humedales, la Convención de Ramsar ha adoptado un Sistema Ramsar de Clasificación de Tipos de Humedales que incluye 42 tipos, agrupados en tres categorías: humedales marinos y costeros, humedales continentales y humedales artificiales.

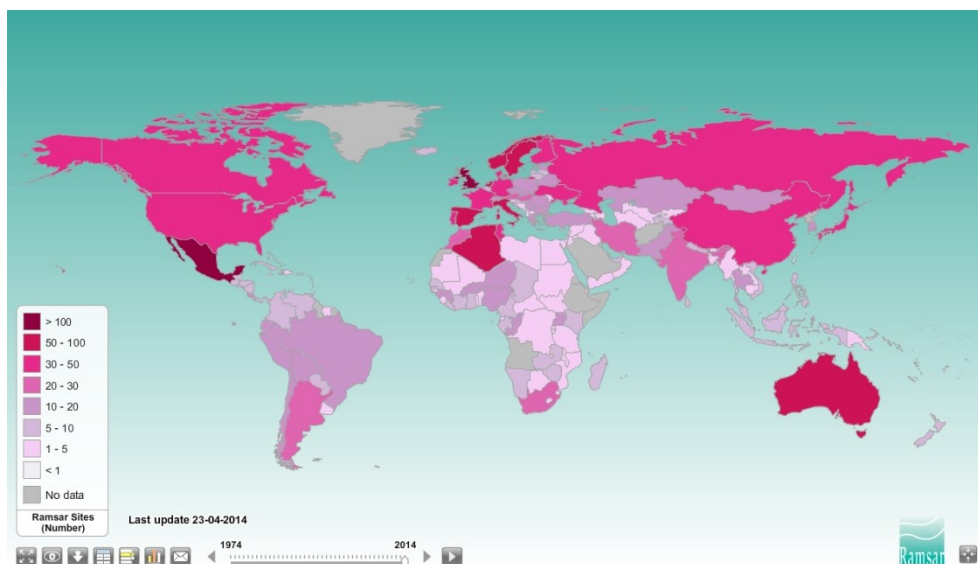
Los humedales casos de estudio, han sido declarados sitios Ramsar en distintas fechas, quedando clasificados según el sistema de clasificación adoptado por la convención. El detalle de las fechas de declaración de los casos de estudios como sitios Ramsar puede consultarse en el capítulo 3 que trata sobre los humedales casos de estudio.

Según la estimación del Centro Mundial de Monitoreo de la Conservación del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) la superficie de humedales a nivel mundial abarcaría la cifra de 570 millones de hectáreas, aproximadamente el 6% de la superficie de la Tierra. La importancia de los humedales ha sido reconocida, y sigue siéndolo cada día, gracias al estudio y al entendimiento de sus funciones como ecosistema; e igualmente a la continuada divulgación de sus valores. Se ha evidenciado que los humedales como elementos del paisaje juegan un papel importante ya que proveen beneficios tanto ecológicos, biogeoquímicos e hidrológicos, como socio-económicos relacionados con la alimentación y de seguridad del agua (Logan *et al.*, 2013). Por su parte, la investigación dedicada al estudio de los humedales ha permitido obtener importantes avances en el conocimiento para la conservación de estos ecosistemas acuáticos y su puesta en valor.

La Convención de Ramsar tiene como principal objetivo la conservación y el uso racional de los humedales mediante acciones locales, regionales y nacionales; reconociendo los servicios potenciales relacionados entre el ecosistema de los humedales y la salud humana, ya que estos espacios proporcionan agua, alimentos, medicinas, purificación de aguas, y además funcionan como zonas de atenuación contra crecidas y ante efectos climáticos.

La Lista de humedales de la Convención de Ramsar son ejemplos claros del importante rol que los humedales tienen como proveedores de servicios (Skov, 2011). A junio de 2014 ya eran 168 las partes o estados miembros del Convenio (fig. 4.2) de todas las

regiones del mundo y con ello más de 2.185 humedales incluidos, lo que representa una superficie de total de más de 208 millones de hectáreas (Ramsar, 2014).



Fuente: Ramsar wetlands sites (2014)

Figura 4.2. Número de sitios designados de los países firmantes del Convenio (abril 2014)

La naturaleza dinámica de los humedales crea y mantiene hábitats ecológicamente productivos y diversos, que albergan una gran variedad de especies, muchas de las cuales son dependientes de los humedales y están adaptadas a estas particulares condiciones (Gopal y Ghosh, 2008). Uno de los principales factores que influyen en el uso determinado de los humedales por estas especies, como las de aves y mamíferos, es el suministro de alimento. En los humedales, la abundancia alimentaria está estrechamente relacionada con la abundancia y tipo de plantas e invertebrados, los que a su vez están influenciados por la hidrología y el contenido de materia orgánica de los sedimentos. Su importancia ecosistémica reside en la capacidad de albergar más de un tipo de hábitat como consecuencia de situarse en el gradiente de transición entre la tierra y el agua (Cooper, Uzarski e Burton, 2009); esto presenta a los humedales como uno de los espacios con más diversidad del planeta (Mitsch, 2013). En concordancia con lo anterior, la alta heterogeneidad de hábitats en los humedales determina una alta riqueza de especies de aves según diversos estudios (Brown, Monfils e Fredrickson, 2009).

Algunas de las comunidades de invertebrados presentes en los humedales realizan una serie de funciones importantes: desagregación física de partículas de materia orgánica, que favorece la descomposición y el ciclo de nutrientes, a la bioturbación de los sedimentos de los humedales; continuo aprovisionamiento de recursos alimenticios para los

animales tróficos superiores (Burton e Tiner, 2009; Cooper, Uzarski e Burton, 2009); mejoras en la calidad del agua a través de la retención o atenuación de concentración de elementos (Burton e Tiner, 2009; Spoelstra *et al.*, 2010); retención de algunos sedimentos en el agua que circula, como carbón y algunos metales pesados (Yang *et al.*, 2006; Burton e Tiner, 2009); permiten también la disminución de picos en situaciones de crecidas (Burton e Tiner, 2009; Hefting, Van Den Heuvel e Verhoeven, 2013). Adicionalmente, las redes de humedales y sus funciones están vinculadas a producir patrones auto-emergentes persistentes, con la capacidad de recuperación del paisaje (Logan *et al.*, 2013). Incluidas en las funciones vitales de los humedales, y por los que se les ha reconocido de forma general, también se deben mencionar: el almacenamiento de agua; la protección contra tormentas y mitigación de crecidas; la estabilización de costas y control de la erosión; la recarga y descarga de acuíferos; la depuración de aguas; la retención de nutrientes sedimentos y contaminantes; y la estabilización de las condiciones climáticas locales, particularmente lluvia y temperatura (Burton e Tiner, 2009; Ramsar, 2013).

Los humedales son modelos naturales de depuración química y biológica. En la actualidad, se desarrollan una gran cantidad de proyectos de restauración y de construcción de humedales artificiales, con el fin de aprovechar su capacidad de tratamiento de aguas (Mitsch, 2013). Los mecanismos de tratamiento de aguas en humedales son similares, independientemente de diseño, a los de una estación de tratamiento de depuración de agua: los sólidos se eliminan por filtración, así como otros por sedimentación; la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) se reduce como orgánicos consumidos por microbios; el amoníaco se oxida microbiológicamente cerca de la superficie del agua, y el nitrato resultante se puede remover en el metabolismo anóxico más profundo en el humedal. El fósforo no se elimina biológicamente en los humedales, pero algunos materiales de sedimentos pueden absorber fosfato. Las plantas tienen un mínimo impacto directo en la eliminación de contaminantes, pero tienen un impacto comprobado en el tratamiento debido a que proporcionan superficies para la fijación microbiana, aíslan y dan sombra a la superficie del agua y afectan el potencial redox en el sedimento de los humedales (Fitch, 2014).

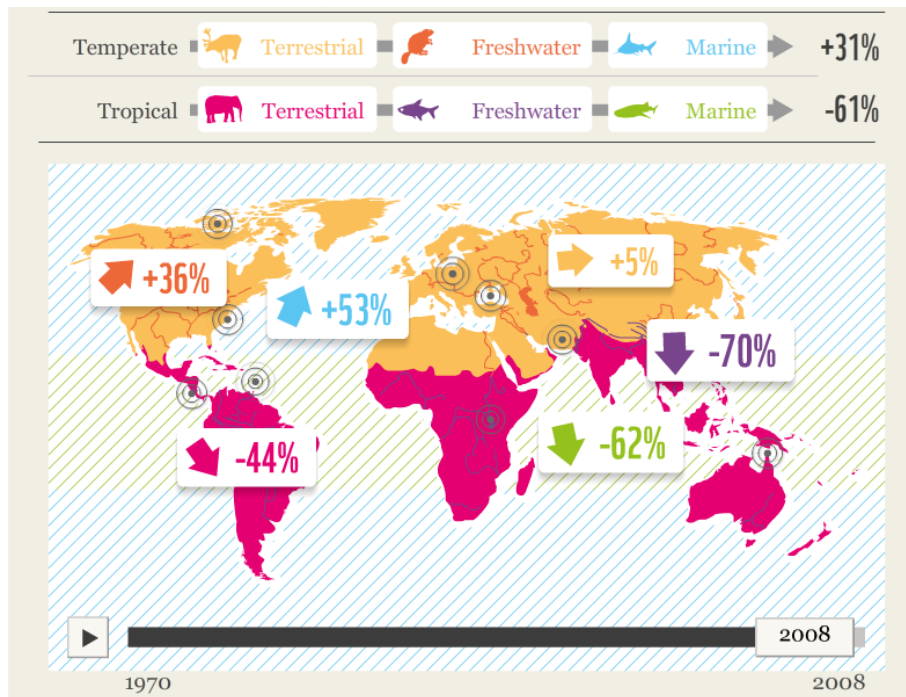
Las funciones que realizan los humedales dan a estos espacios su valor; en otras palabras, el valor de los humedales es claramente consecuencia de las funciones que realizan, y por supuesto de todos los beneficios que aportan al entorno y al hombre (Schuyt, 2005; Yang *et al.*, 2006).

Adicionalmente, los humedales tienen otro valor muy particular, conseguido gracias a sus atributos especiales como parte del patrimonio cultural de la humanidad; por ejemplo algunos humedales están asociados a creencias religiosas y cosmológicas y a valores espirituales, o constituyen una fuente de inspiración estética y artística, que además aportan información arqueológica sobre el pasado remoto (Ramsar, 2013).

Hay que señalar, no obstante, que las funciones de un humedal son a menudo infravaloradas en áreas de desarrollo humano muy avanzado; esto sucede porque se olvida que

el humedal ha sido parte de este proceso de desarrollo. El ritmo a nivel mundial al que se reducen y extinguen especies, hábitats, y ecosistemas, es decir la biodiversidad, sigue siendo el acelerado. Cerca de la mitad del agua dulce del mundo y de los humedales estuarinos han desaparecido, casi exclusivamente debido a actividades de desarrollo y crecimiento de la población (Barbier, 2013). La pérdida de diversidad biológica ya es un factor negativo de por sí, pero además tiene consecuencias negativas en el desarrollo económico, pues ésta diversidad biológica constituye la base de alimentos, fibras, bebidas y medicamentos necesarios; de igual manera constituye la base de procesos industriales y actividades pesqueras y agrarias (Parlamento Europeo, 2001; Borja, Camacho e Florin Beltran, 2012). Los humedales cumplen con distintas funciones gracias a las interacciones de sus componentes físicos, biológicos y químicos; y a los procesos que realizan estas componentes y entre ellas. Los humedales forman parte de la “infraestructura natural” del planeta al igual que los suelos, el agua, las plantas y los animales. Como parte funcional del territorio, son hábitats clave en conexión con procesos que abarcan un territorio aún más amplio que el propio humedal (Amezaga, Santamaría e Green, 2002). En muchos casos pareciera que el valor del humedal depende en parte de la localización en el paisaje, siendo por ejemplo un humedal más valorado si está abierto a flujos hidrológicos y biológicos con otros sistemas, incluyendo los paisajes urbanos y agrícolas (Mitsch e Gosselink, 2000). Pero lo cierto es que todos cumplen unas funciones vitales para el planeta y los seres humanos.

La degradación de los humedales tiene una inmediata repercusión en la disminución de especies dependientes de estos espacios, siendo particularmente preocupante el estado de las especies dependientes de aguas continentales y de aves acuáticas dependientes de humedales costeros. Lo anterior se puede observar en las poblaciones de especies de agua dulce que incluye el *Living Planet Index*, dónde el número de especies incluidas en el índice disminuyó entre 1970 y 2008, en promedio cerca de un 35%, comparado con un 50% registrado para el conjunto de especies marinas y otras especies terrestres (fig. 4.3).



Fuente: WWF (2014)

Figura 4.3. Living Planet Index

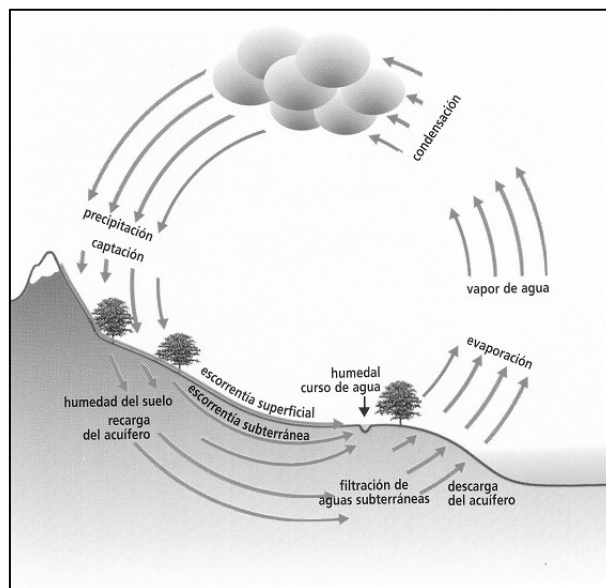
De acuerdo con este estudio, la mayor disminución se presenta en la zona tropical y puede explicarse debido a la creciente y rápida conversión del uso del suelo en estas zonas (Wwf International, 2014). El estado de las aves amenazadas dependientes de humedales de agua dulce a nivel mundial, y más aún el estado de las aves marinas costeras, se ha deteriorado con mayor rapidez que el estado de aves dependientes de otros ecosistemas terrestres desde 1988 (Millennium Ecosystem Assessment Program, 2005).

4.2. Humedales y ciclo hidrológico

El ciclo hidrológico explica el flujo del agua en el planeta. No hay un inicio para explicar el ciclo hidrológico, a menudo se utiliza como comienzo arbitrario el agua en los océanos. El agua de los océanos es calentada por el sol, que es la fuente de energía que dirige el ciclo del agua, y evaporada hacia el aire como en forma de vapor de agua; una vez allí, las distintas corrientes ascendentes de aire son capaces de llevar el vapor de agua a las capas superiores de la atmósfera, donde una menor temperatura provoca que el vapor de agua se condense y se formen las nubes. Las corrientes de aire mueven las

nubes sobre el globo haciendo que las partículas de nube colisionen, crezcan y caigan en forma de precipitación. La precipitación puede suceder en forma de nieve, que se acumula en capas de hielo y en glaciares, o como agua de lluvia. La mayor parte del agua de lluvia cae sobre los océanos y otra parte menor sobre la tierra. El agua que cae sobre la tierra puede o bien infiltrarse, o bien escurrir por acción de la gravedad, lo que se conoce como escorrentía superficial. De ésta escorrentía superficial una porción se vierte a los ríos y otra se acumula en depresiones del terreno, que puede infiltrarse o no. El agua que se infiltra, puede permanecer en las capas superiores del suelo, regresando a los cuerpos de agua y océanos como descarga de agua subterránea. En cuanto al agua que se infiltra y forma el agua subterránea, ésta puede encontrar aperturas en la superficie terrestre y emerger como manantiales de agua dulce. El agua subterránea que se encuentra a poca profundidad, es tomada por las raíces de las plantas y transpirada a través de la superficie de las hojas, regresando a la atmósfera. Otra parte del agua infiltrada alcanza las capas más profundas de suelo y recarga los acuíferos (roca subsuperficial saturada), los cuales almacenan grandes cantidades de agua dulce por largos períodos de tiempo. A lo largo del tiempo, esta agua continua moviéndose, parte de ella retornará a los océanos, donde el ciclo del agua se completa e inicia de nuevo (fig. 4.4).

Aunque la cantidad de total de agua en la tierra es de 1,4 billones de km^3 , no toda esta cantidad interviene en ciclo del agua, tan sólo 41.000 km^3 circulan a través de este ciclo (Acreman, 2000).



Fuente: Houghton (1996)

Figura 4.4. Esquema del ciclo hidrológico

Los procesos hidrológicos ocurren en los humedales de la misma forma que en los otros cuerpos de agua, y colectivamente están referidos todos ellos al ciclo hidrológico; siendo como en todos los casos sus principales componentes: la precipitación, el flujo superficial, el flujo subsuperficial y la evapotranspiración. Los humedales y su entorno realizan continuamente intercambios de agua con la atmósfera, las corrientes de agua (ríos) y los acuíferos. Tienen una función de almacenamiento superficial e intercambio con el almacenamiento subterráneo en el ciclo del agua.

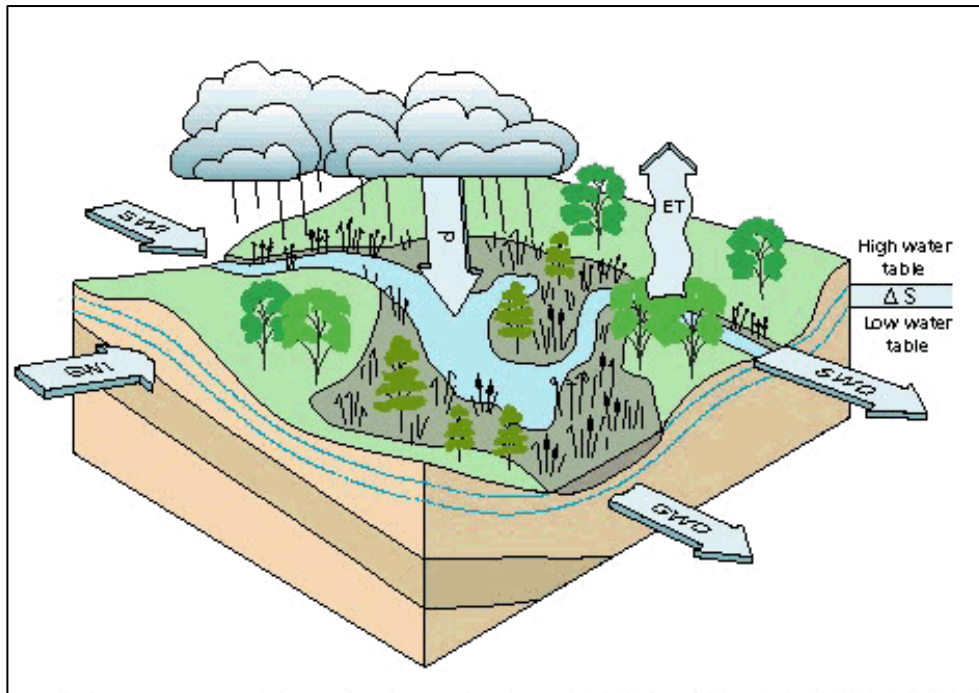
Una parte del agua que se precipita y escurre superficialmente alcanza los cauces de los ríos, mientras que otra se almacena en depresiones del terreno, como en lagos y humedales (Usgs, 2014a). El almacenamiento en depresiones del terreno, que se da en los humedales, tiene una función de recarga lenta de las aguas subterráneas o acuíferos cuando éstas se encuentran en niveles bajos. La recarga lenta de los humedales hacia los acuíferos se da gracias a la laminación de las crecidas en las extensiones del propio humedal y a la comunicación entre el humedal y el acuífero que subyace. Los procesos involucrados en la hidrología de humedales muestran que los humedales tienen una fuerte influencia en el ciclo hidrológico tal como se reporta en varios estudios (Bullock e Acreman, 1999).

Las condiciones hidrológicas son muy importantes para el mantenimiento de la estructura y funcionamiento de un humedal. Aunque su relación causa-efecto ha sido difícil de establecer, las condiciones hidrológicas afectan a muchos de los factores abióticos como: anaerobiosis de suelos, disponibilidad de nutrientes, salinidad en humedales costeros; y estos a su vez determinan la flora y la fauna que se desarrollan en los humedales (Mitsch e Gosselink, 2007). El agua es el componente básico del humedal, y determina en gran medida su funcionamiento, aunque este funcionamiento esté condicionado principalmente por factores climáticos y antropogénicos (Sánchez e Viñals, 2012). En cuanto al funcionamiento hidrológico de los humedales, éste depende de muchos factores como la topografía (relieve), el marco geológico, el clima, la vegetación, las propiedades del suelo o su localización, por enumerar algunas.

Al situarse en la zona de transición entre la tierra y el agua engloban una amplia gama de funcionamientos hidrológicos, que van desde estar inundados de forma permanente, a estarlo solamente durante cortos periodos (Tiner, 2009). Por otra parte, la hidrología de los humedales se ve condicionada por las fuentes de agua situadas a su alrededor, por ejemplo: la hidrología de los humedales marinos y estuarinos está fuertemente influenciada por las mareas; la hidrología de los humedales ribereños condicionada por la corriente de agua de los ríos; y finalmente los humedales lacustres y los humedales palustres influenciados por la precipitación y el intercambio con las aguas superficiales y aguas subterráneas (Dodds e Whiles, 2010).

El estudio de los procesos hidrológicos de un humedal se estudia a través del balance hídrico, que se puede resumir como la cuantificación de las entradas y salidas de agua en un sistema hídrico (río, acuífero y humedal). El balance hídrico se presenta como

una herramienta base para entender los procesos hidrológicos que se llevan a cabo en un humedal (fig. 4.5).



Fuente: Carter (1996)

Figura 4.5. Componentes del Balance hídrico (entradas y salidas de agua)

El balance hídrico tiene varias componentes que no son constantes ni el tiempo ni en el espacio, la propia interacción entre estas componentes crea la hidrología del humedal como sistema individual. Las componentes más importantes del balance hídrico se presentan en la siguiente ecuación:

$$P + SWI + GWI - ET - SWO - GWO = \Delta S \quad \text{Ecuación 4. 1}$$

Donde, P es la precipitación, SWI (*Superficial Water Input*) es la entrada de flujo superficial, GWI (*Ground Water Input*) es la entrada de flujo subterráneo, ET es la evapotranspiración, SWO (*Superficial Water Output*) es la salida de flujo superficial, GWO (*Ground Water Output*) es la salida de flujo subterráneo, y ΔS es el cambio en el almacenamiento (Carter, 1996).

Dependiendo del tipo de humedal, formación hidrogeológica y relación con otros sistemas (acuíferos, ríos, lagos, mareas, etc.), algunas de estas componentes serán más importantes que otras.

La precipitación (P) como aportación al humedal corresponde a cualquier forma de agua proveniente de la atmósfera y que llega al suelo, tal como la lluvia, nieve, aguanieve, granizo, o niebla. Estas aportaciones de agua llegan al humedal ya sea de forma directa, cuando caen sobre la superficie del humedal, o indirecta, cuando la precipitación cae fuera del humedal y es transportada hacia el humedal ya sea por flujos superficiales o flujos subsuperficiales.

Las aportaciones de agua al humedal como el flujo superficial (SWI), pueden provenir de flujos normales de ríos, inundaciones, niveles altos de lagos y de ríos, y mareas. La variabilidad de estas aportaciones afecta la lámina de agua presente en los humedales que puede bien ser permanente, estacional o temporal. Una parte de las aportaciones de flujo subterráneo pueden presentarse también en forma de aportaciones superficiales cuando el flujo subterráneo alcanza la superficie y llega al humedal escurriendo superficialmente (manantiales). Los flujos superficiales salientes (SWO) del humedal son mayores en épocas húmedas especialmente durante las inundaciones, y menores en épocas secas, cuando hay una relación de transferencia entre el humedal y un acuífero subyacente.

El agua subterránea se origina por la infiltración de las formas de precipitación. El agua que da origen a las aguas subterráneas proviene de la precipitación y de otras fuentes como ríos, lagos y transferencias de los humedales hacia las aguas subterráneas (GWO). Toda el agua infiltrada se mueve lentamente a través de la zona no saturada del suelo, proceso que se conoce como percolación, hasta alcanzar la zona saturada. Todo este proceso de abastecimiento de agua a la zona saturada se conoce como recarga de las aguas subterráneas, y el límite superior de la zona saturada como tabla de agua o nivel freático. El agua subterránea en la zona saturada se mueve, en respuesta a la altura hidráulica (altura piezométrica), hacia los acuíferos o sistemas de acuíferos compuestos de rocas; este movimiento de agua se hace a través de rocas permeables y de otros materiales. Las diferencias de altura hidráulica pueden provocar que el agua subterránea se desplace hacia la superficie o hacia cuerpos superficiales de agua (GWT), este proceso se conoce como descarga de aguas subterráneas. La descarga de agua subterránea ocurre a través de pozos y manantiales; y directamente a través de la evapotranspiración cuando el nivel freático se encuentra cerca de la superficie o las raíces de las plantas alcanzan el nivel freático. Los humedales constituyen de forma general áreas de descarga de las aguas subterráneas, y al mismo tiempo zonas de recarga de aguas subterráneas. La recarga y descarga de aguas subterráneas en relación a los humedales se ve afectada por la posición geográfica, la hidrogeología, las características del suelo y sedimentos, la estación del año, la evapotranspiración, y el clima; e incluso puede no ocurrir de forma uniforme en todo el humedal.

El almacenamiento de agua en un humedal contabiliza toda el agua superficial, como humedad del suelo, y agua subterránea. La capacidad de almacenamiento se refiere a la cantidad de espacio disponible en el humedal para almacenar agua; así pues, un humedal tiene una mayor capacidad de almacenamiento en épocas secas, cuando el nivel

freático es muy bajo, y una menor capacidad de almacenamiento cuando el nivel freático se encuentra en su nivel más alto, notándose en la superficie. El cambio en la cantidad de agua almacenada (ΔS) es consecuencia de las entradas y salidas de agua del humedal.

La evapotranspiración (*ET*) es la forma como el humedal pierde agua hacia la atmósfera. El agua puede ser sustraída por evaporación desde el suelo y desde las superficies de agua libre hacia la atmósfera, y por la transpiración desde las plantas. Estas dos formas de extracción de agua hacia la atmósfera es lo que se define como evapotranspiración. La tasa a la cual se evapotranspira agua hacia la atmósfera está influenciada por la radiación solar, la velocidad y turbulencia del viento, la humedad relativa, la humedad disponible del suelo, y por el tipo y densidad de la vegetación. La evaporación puede medirse de forma relativamente fácil, en cambio la evapotranspiración es complicada determinar ya que es difícil establecer cuanta cantidad de agua está siendo transpirada por las plantas. La evapotranspiración también es distinta de humedal a humedal a causa de la vegetación presente en cada uno de ellos.

El funcionamiento hidrológico de los humedales casos de estudio contemplan en mayor o menor proporción las componentes hidrológicas que intervienen y definen el funcionamiento del humedal. En algunos casos existe una fuerte dependencia de las lluvias y las aportaciones agua de escorrentía para mantener el humedal, como sucede en el caso del humedal de la laguna de Gallocanta; otros tienen una fuerte relación con las aguas subterráneas y los acuíferos que subyacen bajo los humedales, como es el caso de los humedales de las Tablas de Daimiel y Fuente de Piedra. En el caso de la marisma de Doñana intervienen aportaciones fluviales y de otras procedencias que incluyen la inundación mareal y las aguas subterráneas del acuífero subyacente. El capítulo 3 que trata sobre los humedales casos de estudio presenta en detalle el funcionamiento hidrológico de cada uno de ellos.

El estudio del balance hídrico para un humedal consiste en cuantificar para un periodo de tiempo determinado, las entradas y salidas de agua en el sistema ya sean de origen superficial como subterráneo (precipitación, aportes superficiales y subterráneos, evaporación, infiltración, escorrentías, extracciones de agua, etc.) siendo necesario recopilar datos climáticos e hidrológicos disponibles a lo largo de una secuencia temporal suficiente, normalmente establecida en 20 años. Los datos deben tomarse a escala mensual. De esta manera, un estudio detallado de las series históricas de datos nos debe permitir identificar las variaciones estacionales e interanuales del humedal. El conocimiento del régimen hidrológico de un humedal, tanto en condiciones naturales como en condiciones modificadas, es fundamental ya que es un factor que determina en gran medida la organización y dinámica del ecosistema, como es el caso de la presencia y distribución de las comunidades biológicas (Sánchez e Viñals, 2012).

Por otra parte, hay que tener presente que la hidrología de los humedales tiene una profunda influencia en los procesos y comunidades presentes en estos ecosistemas. La modificación del régimen natural de aportación de los humedales no solo afecta al

humedal en sí, sino que además tiene repercusiones con otros sistemas funcionales de pendientes del humedal en el ciclo hidrológico, como sucede con las aguas subterráneas que se sirven de los humedales como fuente de recarga. Cuando se altera el régimen de aportaciones de un humedal se reduce considerablemente su superficie de agua libre, lo que afecta la cantidad de agua evaporada y que al final se refleja en el trastorno del microclima en el entorno del humedal; influyendo en procesos y comunidades presentes en los humedales, como se ha mencionado anteriormente. La hidrología es pues el factor abiótico más importante, ya que afecta directamente los procesos ecológicos que a su vez determinan el carácter de los humedales: tipo de plantas y estructura, contenido de materia orgánica de los sedimentos y la profundidad, extensión, duración de inundación, entre otros (Brown, Monfils e Fredrickson, 2009).

4.3. Necesidades hídricas de los humedales

La necesidad hídrica de un humedal puede definirse como *“el volumen que permite mantener de forma sostenible la funcionalidad y estructura de los ecosistemas acuáticos y de los sistemas terrestres asociados a ese humedal”* (Sánchez e Viñals, 2012). La determinación de la necesidad hídrica del humedal debe conciliar la demanda económica, social y ambiental del agua; y acordar el manejo integrado y sostenible del recurso hídrico, estableciendo la calidad, cantidad y régimen del flujo de agua requerido para mantener los componentes, funciones, procesos y la resiliencia de los ecosistemas acuáticos que proporcionan bienes y servicios a la sociedad (Wwf Mexico, 2010).

La determinación de la necesidad hídrica de un humedal debe involucrar al menos los siguientes aspectos: hidrología, las comunidades biológicas, y los objetivos de conservación. Cada uno de estos aspectos define el ámbito de estudio. Las fases que deben conducir el estudio de las necesidades hídricas de los humedales según Sánchez y Viñals (2012) son las siguientes:

1. **Análisis legal.** Este análisis permite conocer los objetivos de conservación y los condicionantes particulares impuestos por las diversas legislaciones. Los objetivos generales de conservación de los humedales, se complementan por su parte con los específicos de las zonas protegidas, particularmente exigentes en el caso de algunas figuras de protección o la presencia de determinadas especies amenazadas. La revisión minuciosa del marco legal permite poner de forma explícita los objetivos de conservación para los que se ha de formular con toda coherencia una propuesta de necesidades hídricas.
2. **Análisis del medio físico.** El análisis del medio hídrico se enfoca sobre todo en la caracterización hidrológica e hidrogeológica del humedal. En este análisis ha de incluir, entre otros, estudios sobre régimen de inundación en condiciones naturales y los efectos sobre el mismo de las actividades antrópicas (usos del agua, impactos, entre otros).
3. **Análisis bioecológico.** El análisis ha de basarse en el conocimiento de las comunidades biológicas existentes en el humedal, ya que constituyen una parte

importante de los valores de conservación. Los hábitats y las especies ofrecen respuestas a la dinámica hidrológica. La relación hidrología-ecología es clave para entender la dinámica de estos ecosistemas.

Como mencionan estos autores, la propuesta de necesidad hídrica debe ser coherente a la legislación vigente en el ámbito del humedal, por esta razón la revisión de convenios leyes es de vital importancia. A este respecto es necesario mencionar que la importancia del agua en los humedales y su ecosistema ha merecido, en su defensa y conservación, la puesta en marcha de marcos legales y convenios tanto nacionales como internacionales. A nivel internacional la ya mencionada Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional o de Ramsar, ha abordado de forma directa o indirecta las cuestiones relacionadas con el agua desde sus inicios en 1971, de manera más clara y específica a partir de la Conferencia celebrada en Australia en 1996. En un principio sus recomendaciones se centraron en los problemas de falta de agua en determinados humedales, pero en sucesivas reuniones de las Conferencias de las Partes (COP) comenzaron a destacarse los problemas provocados por el uso excesivo del agua que afectaba de forma directa a algunos humedales incluidos en su Lista de Humedales de Importancia Internacional (Ramsar, 2013). Finalmente, en la COP 12 celebrada en Punta del Este en junio de 2015 se aprobó una resolución específica relativa a las necesidades hídricas de los humedales¹. A nivel europeo, la Directiva Aves (DA), la Directiva Hábitat (DH) y la Directiva Marco del Agua (DMA) son los instrumentos legales de mayor relevancia y pertinencia para la conservación, protección y uso racional de los humedales europeos en la actualidad. La aplicación de estas Directivas debe ser coordinada y complementaria (obligación establecida en sus respectivos textos), al objeto de conseguir una mayor coherencia tanto en la conservación de la biodiversidad europea como en el uso racional del agua.

Dentro de la planificación hidrológica, a nivel español, este principio de sostenibilidad y conservación de los ecosistemas acuáticos se apoya en gran medida en el concepto de los caudales ecológicos (llamados requerimientos o necesidades hídricas en el caso de los humedales). La Instrucción de Planificación Hidrológica (ORDEN ARM/2656/2008) especifica: ...*“la determinación de las necesidades hídricas de los humedales tiene como objetivo fundamental garantizar los aportes de agua que necesitan estos ecosistemas para mantener a largo plazo su funcionalidad y estructura, contribuyendo así a alcanzar su buen estado o potencial ecológico”*. La determinación de las necesidades hídricas de los humedales es clave para la conservación de estos ecosistemas, siendo de especial relevancia por las grandes implicaciones que suponen para la gestión del agua. Según el artículo 57 (7) de la Ley de Aguas (Ley 46/1999), *“los caudales ecológicos o demandas ambientales no tendrán el carácter de uso (...), debiendo*

¹ Resolución XII.12: Llamado a la acción para asegurar y proteger las necesidades hídricas de los humedales para el presente y el futuro. 12ª Reunión de la Conferencia de las Partes en la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971). Punta del Este, Uruguay, 1 a 9 de junio de 2015.

considerarse como una restricción que se impone con carácter general a los sistemas de explotación”, a excepción de la regla sobre supremacía del uso para abastecimiento de poblaciones. Dentro de la planificación hidrológica, este principio del uso racional y conservación de los ecosistemas acuáticos se apoya en gran medida en el concepto de necesidades hídricas (Sánchez Navarro, 2011).

Los humedales casos de estudio están enfrentados a la problemática disminución continuada de las aportaciones ante la demanda de usos del agua, en especial aquellos que tienen una estrecha relación con las aportaciones subterráneas. Como es evidente esta disminución afecta el funcionamiento del humedal repercutiendo en muchos otros aspectos relacionados con las funciones y valores de estos espacios. Resulta imperativo entonces definir las necesidades hídricas de estos espacios de manera que pueda incluirse en los planes de gestión del agua.

La caracterización hidrológica e hidrogeológica un humedal debe incluir estudios sobre régimen de inundación en condiciones naturales y los efectos sobre el mismo de las actividades antrópicas. La inclusión de series históricas es de revisión necesaria, ya que de alguna forma la propuesta de necesidad hídrica para un humedal debe reproducir en cierta medida el régimen hidrológico natural (RHN), como sucede en el caso de los caudales ecológicos en ríos (Wwf Mexico, 2010).

La dinámica de la hidrología de un humedal se estudia con frecuencia analizando la variación de los volúmenes o niveles de lámina de agua a lo largo del tiempo (régimen de inundación del humedal). Esta variación de volúmenes o niveles en el tiempo es lo que se conoce como hidroperiodo. El hidroperiodo explica o caracteriza el funcionamiento hidrológico de los humedales, y puede ser interpretado como la “firma hidrológica” de cada tipo de humedal (Sánchez e Viñals, 2012). Cada tipo de humedal está caracterizado por su hidroperiodo, la constancia de su patrón año tras año permite pensar en una estabilidad razonable para el humedal. En el hidroperiodo se integran todas las aportaciones y exportaciones de agua, sin olvidar que está influenciado por características físicas del terreno y por la proximidad de otros cuerpos de agua.

Puesto que el hidroperiodo caracteriza la presencia o ausencia de agua en los humedales, permite estudiar la dinámica de los procesos como los de los ciclos de nitrógeno y carbono en los humedales, influenciados por la presencia de agua (Mitsch e Gosselink, 2007).

La determinación del hidroperiodo incluye el balance hídrico del humedal y la batimetría de la cubeta del mismo. A este respecto, la cuantificación de algunos de los parámetros de la ecuación del balance hídrico del humedal (Ecuación 1.1) no es sencilla, puesto que con frecuencia existen carencias en la información, sobre todo cuando se hace referencia a balances mensuales o series históricas del mismo. La utilización de modelos hidrológicos y programas de seguimiento y control de los humedales, permiten suplir dichas carencias; proporcionado datos básicos que permiten realizar en algunos casos un balance hídrico con bastante fiabilidad (Sánchez e Viñals, 2012). Estos

mismos autores también resaltan que en la utilización de modelos empleados para conocer el régimen hídrico de los humedales, la validación de los mismos es uno de los principales inconvenientes, ya que la falta de datos, no permite realizar una validación rigurosa. Los autores recalcan que en consecuencia muchas de las variables se trabajando con cierta incertidumbre, siendo los errores en las series de volúmenes del humedal acumulativos, lo cual puede llevar a valores absurdos. Como resultado mencionan que para calibrar adecuadamente los modelos hidrológicos, a veces, la única opción posible sería la utilización de imágenes de satélite, teniendo presente sus limitaciones.

4.4. El uso de la Teledetección en medios hídricos

La Teledetección se ha convertido en una herramienta complementaria importante en el estudio de humedales. Un sinnúmero de estudios y trabajos de investigación han hecho uso de esta herramienta validando y ampliando su utilización.

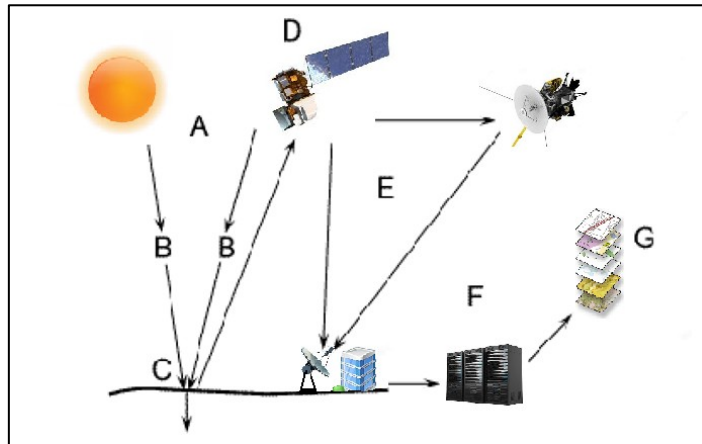
La Teledetección ofrece en conjunto una serie de herramientas y técnicas que permiten ayudar en el conocimiento del régimen de inundación del humedal que se basa en la modelización del balance hídrico sobre la cubeta del mismo. En este sentido, la obtención de información mediante técnicas de Teledetección permitiría calibrar los modelos hidrológicos cuando puedan ser comparadas superficies de inundación modelizadas hidrológicamente con las superficies obtenidas del análisis de imágenes de satélite.

4.4.1. Principios de Teledetección

La Teledetección es una técnica que permite obtener información de objetos sin estar en contacto directo con ellos. Los componentes del paisaje en la superficie terrestre pueden ser estudiados con esta técnica, a través de la medición de la cantidad de energía que refleja, absorbe o se emite por los cuerpos ubicados en la superficie (Chuvieco, 2010a). La medición de esta cantidad de energía se almacena en una imagen, tal como sucede en una fotografía digital. En el proceso de obtención de información (imágenes) se dan, principalmente, las etapas siguientes como se observa en la figura 4.6 (Canada Center for Remote Sensing, 2008):

1. Fuente emisora de energía o iluminación (A). El primer requisito en Teledetección es tener una fuente de energía que ilumine o suministre energía electromagnética al objeto, o cubierta, de interés (el sol, la tierra en el rango térmico, o un emisor de ondas en el caso de imágenes radar).
2. Radiación y Atmosfera (B). La energía viaja desde su fuente hacia el objeto de interés, entrando en contacto con la atmósfera e interactuando con ella. Esta interacción también sucede cuando la energía viaja desde el objeto hacia el sensor.
3. Interacción con el objeto (C). Una vez que la energía alcanza el objeto en superficie, ésta interactúa con él de acuerdo a las propiedades tanto del objeto como de la energía o radiación.
4. Registro de la energía por el sensor (D). Una vez que la energía ha sido reflejada o emitida por el objeto, el sensor instalado en una plataforma remota (espacial o aérea) captura y registra esa energía o radiación electromagnética.
5. Transmisión, recepción y proceso (E). La energía registrada por el sensor se transmite a una estación de recepción y proceso, donde los datos son procesados para construir una imagen procesada.
6. Interpretación y análisis (F). La imagen procesada es interpretada ya sea de forma visual, digital o electrónica para extraer la información concerniente al objeto.

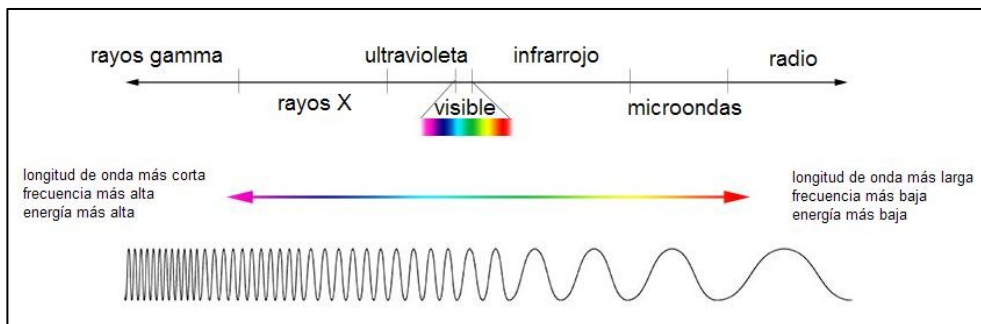
7. Aplicación (G). La extracción de la información de las imágenes acerca del objeto nos ayuda a tener un mejor entendimiento del mismo, revelando alguna nueva información, o ayudando en la resolución de un problema particular.



Fuente: Adaptado de CCRS (2008)

Figura 4.6. Proceso de obtención de la información en Teledetección

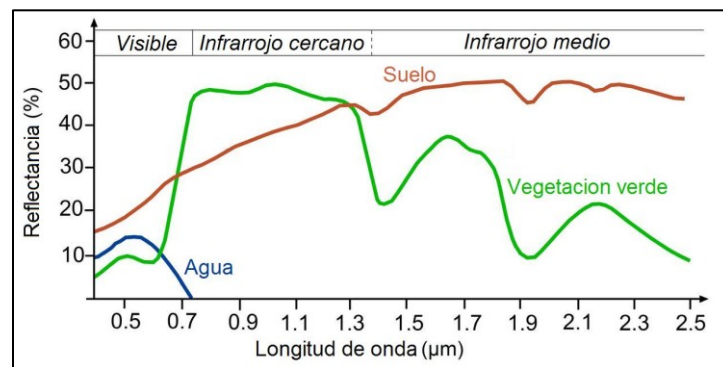
La Teledetección es posible gracias a la existencia de una interacción energética entre un objeto ubicado en la superficie terrestre y un sistema sensor, no cercano al objeto. El flujo energético entre la cubierta terrestre y el sensor constituye una forma de radiación electromagnética, y está constituida por tres elementos que son velocidad, frecuencia y longitud de onda, siendo la longitud de onda la de mayor interés en Teledetección. Este conjunto de distintas longitudes de ondas de la radiación electromagnética conforman el denominado espectro electromagnético (fig.4.7) (Chuvieco, 2010a).



Fuente: NASA (2013)

Figura 4.7. Comparación de longitud de onda, Frecuencia y energía para el espectro electro-magnético

El espectro electromagnético se extiende desde la radiación de menor longitud de onda, como los rayos gamma y los rayos X, pasando por la luz ultravioleta, la luz visible y los rayos infrarrojos, hasta las ondas electromagnéticas de mayor longitud de onda, como son las ondas de radio. La unidad de medida común de la longitud de onda son micrómetros (μm). El ordenamiento continuo de las diferentes longitudes de onda permite apreciar aspectos de nuestro objeto de estudio de diferentes maneras, ya que elementos como el suelo, la vegetación o el agua, tienen una respuesta diferente en cada sector del espectro electromagnético. La capacidad de registrar la respuesta de los objetos en ciertos sectores de longitud de onda, es lo que da a la teledetección su potencia de interpretación. El agua, la tierra desnuda o la vegetación, reflejan la radiación de manera distinta a las mismas longitudes de onda, definiendo curvas de respuesta de radiación en función de la longitud de onda y que se denominan firmas espectrales (fig.4.8) (Reddy, 2008; Chuvieco, 2010a).

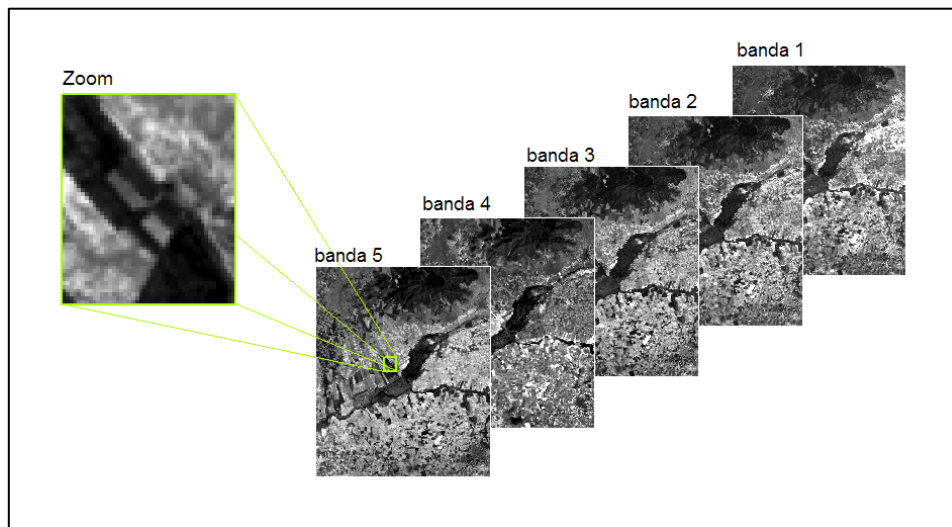


Fuente: seos-project.eu (2015)

Figura 4.8. Firmas espectrales típicas del agua, vegetación y suelo

La firma espectral del agua muestra que hay una absorción energía en el sector de longitud de onda del infrarrojo cercano, y reflexión en el rango de longitudes de onda del espectro visible, aunque en un porcentaje muy bajo. La vegetación por su parte, presenta una reflexión de la energía considerablemente elevada en la longitud de onda el infrarrojo cercano y una baja reflexión en la longitud de onda del rojo visible. En cuanto al suelo, éste tiene una curva espectral más uniforme. Interpretando la reflexión y absorción de energía se puede distinguir por ejemplo las áreas cubiertas de vegetación de la tierra desnuda, ya que la diferencia de reflexión entre la banda del rojo visible y la banda del infrarrojo cercano es mayor para las áreas cubiertas de vegetación e insignificante para la tierra desnuda. De acuerdo al interés científico y de las distintas administraciones gubernamentales, los sensores se diseñan para capturar sectores determinados del espectro electromagnético (Reddy, 2008). Las ventajas del uso de técnicas de teledetección son principalmente: cobertura global y periódica de la superficie terrestre lo que permite realizar seguimientos, visión panorámica del entorno vislumbrando

relaciones entre los objetos en la superficie, e información de sectores (longitudes de onda) no visibles del espectro (Chuvienco, 2010a). La información de cada uno de estos sectores de longitud de ondas, denominadas bandas espectrales, se almacena en capas de información (fig. 4.9) que permiten posteriormente su análisis e interpretación. Los sensores que permiten este objetivo son los denominados sensores multi-espectrales.



Fuente: Elaboración propia (2015)

Figura 4.9. Formación de imagen multispectral

Un sistema de Percepción Remota o Teledetección, involucra cinco tipos de resoluciones distintas, gracias a las cuales se pueden evaluar rangos de precisión referentes a distintos conceptos de importancia para el análisis de imágenes espaciales (Pérez Gutiérrez e Muñoz Nieto, 2006). Estos cinco tipos de resolución son:

1. Resolución espacial. Describe la capacidad del sistema para distinguir objetos en función de su tamaño. Suele interpretarse como el tamaño del pixel sobre el terreno.
2. Resolución radiométrica. Indica la capacidad del sensor para discriminar niveles o intensidades de radiancia. La energía electromagnética recibida por el sensor, cuando se convierte a nivel digital, necesita un formato binario (número de bits) para codificarse.
3. Resolución espectral. Indica el número y ancho de las bandas espectrales que puede discriminar el sensor. Un sensor tendrá una resolución espectral alta cuanto mayor sea el número de bandas que proporcione.

-
4. Resolución temporal. Indica la periodicidad de adquisición de imágenes en una misma zona. Cuantifica la capacidad que tiene un sistema sensor para registrar cambios temporales.
 5. Resolución angular. Se refiere a la capacidad que tiene el sensor para tomar imágenes oblicuas. Esta propiedad permite, además de acortar los ciclos temporales de recubrimiento, la generación de imágenes estereoscópicas y por tanto la reconstrucción del relieve.

El seguimiento del clima y pronósticos del estado del tiempo fueron una de las primeras aplicaciones civiles de la teledetección mediante sensores transportados en satélites, siendo el primer satélite de clima el TIROS-1 (*Television and Infrared Observation Satellite-1*), lanzado y puesto en órbita en 1960 por los Estados Unidos. Muchos otros sensores de condiciones meteorológicas fueron puestos en órbita durante los siguientes cinco años con órbita cercana a la polar. En 1966 NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) de los Estados Unidos lanzan un satélite de órbita geoestacionaria, el ATS-1 (*Applications Technology Satellite*) que suministra imágenes hemisféricas de la superficie de la Tierra y cobertura de nubes cada media hora. Otros de los satélites puestos en órbita para el seguimiento del clima son el GOES (diferentes misiones lanzadas); el NOAA AVHRR que adicionalmente a la observación meteorológica se usó para el reconocimiento y observación de la Tierra con la utilización del sensor AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*); El DMSP (*Defense Meteorological Satellite Program*) también de los Estados Unidos. Existen igualmente muchos otros satélites meteorológicos en órbita desde hace varias décadas, lanzados y operados por otros países, o grupos de países, como el GMS de Japón, y el Meteosat del consorcio de comunidades Europeas (Canada Center for Remote Sensing, 2008).

Posteriormente, a los primeros satélites meteorológicos, distintas plataformas de teledetección espacial fueron puestas en órbita con sensores dedicados al seguimiento y estudios de las distintas coberturas de la superficie de la Tierra. Entre las más destacadas en teledetección espacial se encuentran el Programa Landsat, el satélite SPOT, el Programa IRS, y satélites de la Agencia Espacial Europea (ESA) (Chuvieco, 2010b).

La evolución de los sensores ha tenido un gran avance desde sus inicios en la década de los años '70 (tabla 4.1). En un principio, los sensores estaban diseñados para registrar mediciones en unas pocas longitudes de onda del espectro visible y el infrarrojo cercano. En la actualidad, las longitudes de onda en uso abarcan un rango del espectro más amplio, desde el ultravioleta hasta el microondas, notándose un importante avance en la década de los años '90 (Mulders, 2001). La resolución espacial también ha mejorado desde la centena de metros a una precisión por debajo del metro (Mulders, 2001; Mulla, 2013). Además de lo anterior, la periodicidad de captura de una misma región por los satélites y la resolución temporal han permitido el avance de estudios mediante Teledetección en múltiples disciplinas (Klemas e Hardisky, 1983; Goetz, Prince e Small, 2000; Mulders, 2001; Goetz, 2002; Goetz *et al.*, 2007; Chang, 2010; Chuvieco, 2010a; Van Der Meer, 2011).

Tabla 4.1. Resumen de principales plataformas de satélites de Teledetección

Satellite (year)	Spectral bands (spatial resolution)	Return frequency (d)
Landsat 1 (1972)	G, R, two IR (56 × 79 m)	18
AVHRR (1978)	R, NIR, two TIR (1090 m)	1
Landsat 5 TM (1984)	B, G, R, two NIR, MIR, TIR (30 m)	16
SPOT 1 (1986)	G, R, NIR (20 m)	2–6
IRS 1A (1988)	B, G, R, NIR (72 m)	22
ERS-1 (1991)	Ku band altimeter, IR (20 m)	35
JERS-1 (1992)	L band radar (18 m)	44
LiDAR (1995)	VIS (vertical RMSE 10 cm)	N/A
RadarSAT (1995)	C-band radar (30 m)	1–6
IKONOS (1999)	Panchromatic, B, G, R, NIR (1–4 m)	3
SRTM (2000)	X-band radar (30 m)	N/A
Terra EOS ASTER (2000)	G, R, NIR and 6 MIR, 5 TIR bands (15–90 m)	16
EO-1 Hyperion (2000)	400–2500 nm, 10 nm bandwidth (30 m)	16
QuickBird (2001)	Panchromatic, B, G, R, NIR (0.61–2.4 m)	1–4
EOS MODIS (2002)	36 bands in VIS-IR (250–1000 m)	1–2
RapidEye (2008)	B, G, R, red edge, NIR (6.5 m)	5,5
GeoEye-1 (2008)	Panchromatic, B, G, R, NIR1, NIR2 (1.6 m)	2–8
WorldView-2 (2009)	P, B, G, Y, R, red edge, NIR (0.5 m)	1.1

Fuente: Mulla (2013)

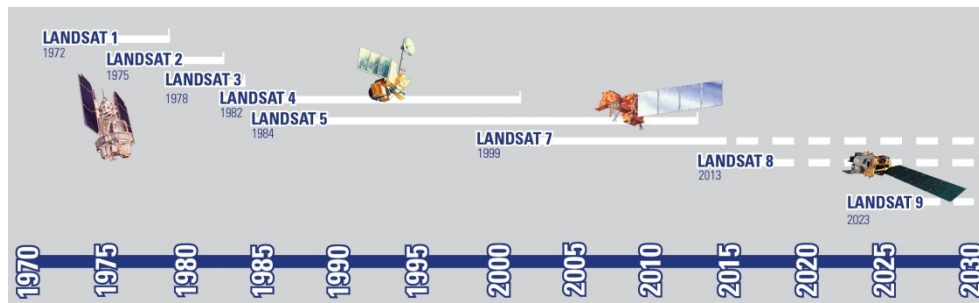
La serie de satélites Landsat ha sido desde sus inicios pionera en el desarrollo y mejora de resoluciones espectrales y espaciales. En la actualidad, el acceso público a las imágenes Landsat se ha iniciado en julio del 2008 ofrece una oportunidad invaluable para el seguimiento y evolución de humedales (Usgs, 2015b; c).

Tabla 4.2. Calendario de acceso público a las imágenes Landsat propuesto por el USGS

Data	Available over the Internet
Landsat 7 – all new global acquisitions	July 2008
Landsat 7 – all data	September 2008
Landsat 5 – all TM data	December 2008
Landsat 4 – all TM data	January 2009
Landsat 1-5 – all MSS data	January 2009

Fuente: USGS (2008)

Las imágenes Landsat, en su conjunto, poseen un registro histórico de información de más de 40 años en la actualidad (Usgs, 2015c). El comienzo de las misiones Landsat datan desde los años 70s (Figura 5.1) con el lanzamiento de la misión Landsat 1 el 23 de julio de 1972 (Usgs, 2013), hasta la misión más reciente Landsat 8 lanzada el 11 de febrero de 2013 (Usgs, 2014c). El satélite de la misión Landsat 6 desafortunadamente no logró situarse en una órbita precisa debido a fallos en la comunicación con esta plataforma, dándose como perdido (Usgs, 2015c). La siguiente misión Landsat tiene previsto su lanzamiento en el año 2023 (Usgs, 2015c).



Fuente: USGS (2015)

Figura 4.10. Cronología de las misiones Landsat

Los tipos de sensores instalados en las primeras misiones, desde Landsat 1 a Landsat 3, fueron el *Return Beam Vidican* (RBV) y el *Multispectral Scanner Subsystem* (MSS). El componente RBV fue el primero en desarrollarse para la teledetección orbital y consistía en un tubo de cámara fotosensible con un obturador que captaba la energía electromagnética mientras realizaba su órbita, mientras el sensor MSS era un sensor con sistema de barrido multiespectral. La misión Landsat 3 incorporó además un canal pancromático. Las dos misiones siguientes Landsat 4 y Landsat 5 tenían sensores tipo MSS y un nuevo tipo de sensor conocido como *Thematic Mapper* (TM) diseñado para contribuir a la cartografía temática, por sus mejoras en resolución espectral, espacial y radiométrica respecto a sus predecesores (Chuvienco e Huete, 2010). Posteriormente el sensor Landsat 7 incluiría una versión mejorada del sensor TM; este sensor se denominó *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM⁺) e incorporaba una banda pancromática que registraba la respuesta en el rango de longitud de onda situado entre los 0.5 μm y los 0.9 μm con una resolución espacial de 15m (Williams, 2009). Finalmente el Landsat 8, incorpora dos sensores OLI y TIRS que aportan unas nuevas bandas de información y otras que mejoran ostensiblemente la información ya suministrada por los sensores anteriores (Usgs, 2014b).

Las características espectrales y espaciales de los sensores MSS se pueden ver en la tabla 5.1. El tamaño de una escena registrada por el sensor MSS es 170 km sentido norte-sur y de 185 km sentido este-oeste. Originalmente las escenas tenían una resolución de 79x53m, en la actualidad se puede disponer de imagen de con resolución de 60x60m logradas mediante técnicas de *resampling*. La denominación de las bandas para las longitudes de onda de los sensores entre los sensores Landsat 1-3 difiere respecto a los de los sensores Landsat 4-5.

Tabla 4.3. Sensor MSS (*Multispectral Scanner Subsystem*)

Landsat 1-3	Landsat 4-5	Longitud de Onda (μm)	Resolución espacial (m)
Band 4	Band 1	0.5-0.6	60*
Band 5	Band 2	0.6-0.7	60*
Band 6	Band 3	0.7-0.8	60*
Band 7	Band 4	0.8-1.1	60*

Fuente: Nasa (2015)

Las imágenes producidas por sensores TM (*Thematic Mapper*) están constituidas por siete bandas espectrales con una resolución espacial de 30m para las bandas de la 1 a 5 y la banda 7. La resolución espacial para la banda 6, que corresponde al infrarrojo térmico, es de 120m, pero es remuestreada a tamaño de celda de 30m. Los productos procesados antes de Febrero 25 de 2010 han sido remuestreados a un tamaño de celda de 60 metros y los productos procesados después de esa fecha han sido remuestreado a tamaño de celda de 30 metros. El tamaño aproximado de una escena producida por el sensor es de 170 km norte-sur y de 183 km este-oeste.

Tabla 4.4. Sensor TM (*Thematic Mapper*)

Landsat 4-5	Longitud de Onda (micrómetros)	Resolución espacial (m)
Band 1	0.45-0.52	30
Band 2	0.52-0.60	30
Band 3	0.63-0.69	30
Band 4	0.76-0.90	30
Band 5	1.55-1.75	30
Band 6	10.40-12.50	120* (30)
Band 7	2.08-2.35	30

Fuente: Nasa (2015)

Las imágenes suministradas por el sensor ETM (*Enhanced Thematic Mapper*) están constituidas por ocho bandas espectrales con una resolución espacial de 30m, de tamaño de celda, para las bandas desde la 1 a la 7 como se presente en la tabla 4.5. La resolución espacial de la banda 8 (banda pancromática) es de 15m de tamaño de celda. Todas las bandas pueden capturar la información en una de dos configuraciones de ganancia posibles (alta o baja) y con ello incrementar la sensibilidad radiométrica y el rango dinámico (mejorando la resolución radiométrica), mientras que la banda 6 puede capturar información en ambas configuraciones de ganancia. El tamaño aproximado de una escena producida por el sensor es de 170 km norte-sur y de 183 km este-oeste. La información de la Band 6 ETM Plus es adquirida con 60 metros de resolución, pero remuestreada a tamaño de celda de 30 metros si su fecha es posterior a Febrero 25 de 2010.

Tabla 4.5. Sensor ETM (*Enhanced Thematic Mapper*) Landsat 7

Landsat 7	Longitud de Onda (micrómetros)	Resolución espacial (m)
Band 1	0.45-0.52	30
Band 2	0.52-0.60	30
Band 3	0.63-0.69	30
Band 4	0.77-0.90	30
Band 5	1.55-1.75	30
Band 6	10.40-12.50	60* (30)
Band 7	2.09-2.35	30
Band 8	0.52-0.90	15

Fuente: Nasa (2015)

Las imágenes del Landsat 8 con sensores OLI (*Operational Land Imager*) y TIRS (*Thermal Infrared Sensor*) están constituidas por nueve bandas espectrales con una resolución espacial de 30 m de tamaño de celda para las bandas desde la 1 a 7 y 9 (tabla 4.6). Nuevas banda han sido incorporadas: la banda 1 (ultra-blue) útil en estudios costeros y de aerosoles; y la banda 9 útil en detección de cirros; las bandas 10 y 11 suministran información más precisa sobre la temperatura superficial y tienen una resolución espacial de 100m. La resolución de la banda pancromática, banda 8, es de 15m de tamaño de celda. Tamaño aproximado de una escena 170 km norte-sur y de 183 km este-oeste.

Tabla 4.6. Landsat 8 con sensores OLI y TIRS

Landsat 8 <i>Operational Land Imager</i> (OLI) and <i>Thermal Infrared Sensor</i> (TIRS)	Longitud de Onda (micrómetros)	Resolución espacial (m)
Band 1 - Coastal aerosol	0.43 - 0.45	30
Band 2 - Blue	0.45 - 0.51	30
Band 3 - Green	0.53 - 0.59	30
Band 4 - Red	0.64 - 0.67	30
Band 5 - Near Infrared (NIR)	0.85 - 0.88	30
Band 6 - SWIR 1	1.57 - 1.65	30
Band 7 - SWIR 2	2.11 - 2.29	30
Band 8 - Panchromatic	0.50 - 0.68	15
Band 9 - Cirrus	1.36 - 1.38	30
Band 10 - Thermal Infrared (TIRS) 1	10.60 - 11.19	100* (30)
Band 11 - Thermal Infrared (TIRS) 2	11.50 - 12.51	100* (30)

Fuente: Nasa (2015)

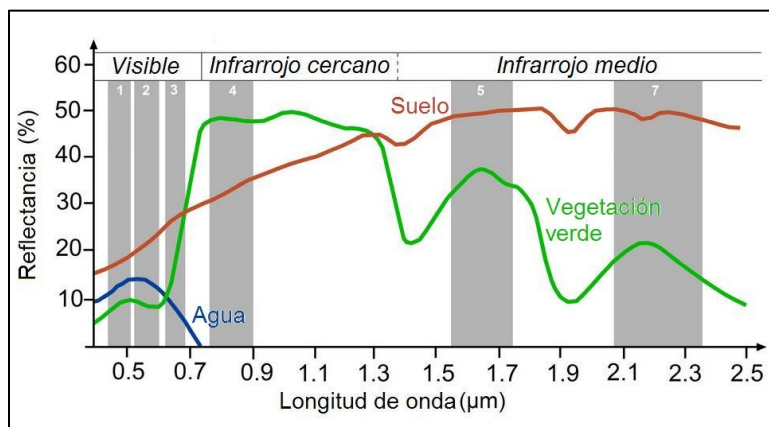
Las imágenes Landsat integran ya integran una corrección estándar en toda su serie de imágenes adquiridas por toda la familia de sensores (Usgs, 2014d). Todos los productos estándar de Landsat son procesados usando el sistema de generación de

productos de nivel 1 (LPGS siglas en inglés de Level 1 Product Generation System), con los siguientes parámetros aplicados:

- Formato de fichero GeoTIFF
- Método de remuestreo de imágenes Convolución Cúbica (CC)
- Tamaño de celda 30m (TM, ETM+) y 60m (MSS) (en bandas reflectivas)
- Sistema de proyección Universal Transverse Mercator (UTM) (Sistema de proyección estereográfica Polar para escenas con en latitudes iguales o superiores a -63.0 grados)
- Datum World Geodetic System (WGS) 84
- Orientación de la imagen hacia el norte

Paralelamente al avance en sensores remotos, se han desarrollado métodos que aprovechan al máximo la información que suministran los sensores. Los métodos comúnmente utilizados están referidos a la manipulación de la imagen para un mejor entendimiento y comprensión de la realidad que ella representa. Estos avances y el creciente acceso a información de imágenes de sensores espaciales ha permitido el desarrollo y aplicación de nuevas metodologías utilizando la potencia de la información espectral aportada por los sensores (GlobWetland, 2006).

Las técnicas usadas comúnmente en teledetección, se refieren a: i) correcciones de la imagen; ii) realce de la imagen; iii) transformaciones de la imagen, como la creación de nuevas bandas artificiales; y iv) clasificaciones digitales de la imagen. Todas estas técnicas están encaminadas a mejorar la diferenciación de aspectos temáticos en la imagen (Canada Center for Remote Sensing, 2008; Jones e Reinke, 2009; Chuvieco, 2010a). El uso de cocientes e índices espectrales, que corresponde a una transformación de la imagen, ha sido muy utilizado en la identificación de superficies de agua. La metodología inicial para la delineación de superficies de agua consistía en el análisis del histograma de la banda del infrarrojo. El creciente uso de índices espectrales, se debe a su capacidad de automatización del proceso, independencia del usuario, según algunos autores ofrece resultados más precisos (Fang-Fang *et al.*, 2011a). Los índices espectrales normalizados se sirven de la respuesta en diferentes longitudes de onda que tienen los distintos tipos de cobertura. Para ilustrar lo anterior se presentan las bandas espectrales registradas por el sensor Landsat 7 TM en la figura 4.11, donde se puede observar que el agua tiene un valor de reflectancia alta en la banda2 y un valor cero en la banda4.



Fuente: seos-project.eu (2015)

Figura 4.11. Firmas espectrales típicas del agua, vegetación y suelo

La identificación de superficies de agua mediante la utilización de sensores remotos multispectrales se realiza esencialmente mediante siete métodos principales: umbral de banda en el espectro del infrarrojo, índices de vegetación, índices de agua, índices de agua mejorados, relaciones espectrales entre bandas, clasificación supervisada y clasificación de árbol de decisión (Fang-Fang *et al.*, 2011a). Los índices espectrales desarrollados para la identificación de superficies de agua emplean la característica de absorción de energía en el infrarrojo de esta cobertura (Gao, 1996; Mcfeeters, 1996; Xu, 2006; Ji, Zhang e Wylie, 2009; Feyisa *et al.*, 2014). La tabla 4.2 presenta algunos de los índices espectrales desarrollados para la identificación de superficies de agua.

Tabla 4.7. Índices espectrales desarrollados para la identificación de superficies de agua

Índice espectral	Formulación	Autor
NDWI	$(Green - NIR)/(Green + NIR)$	McFeeters (1996)
NDWI _{GAO}	$(NIR - MIR)/(NIR + MIR)$	Gao (1996)
MNDWI	$(Green - MIR)/(Green + MIR)$	Xu (2006)
NDPI	$(SWIR - Green)/(SWIR + Green)$	Lacaux <i>et al</i> (2007)
AWEI _{nsh}	$4 \times (\rho_{band2} - \rho_{band5}) - (0.25 \times \rho_{band4} + 2.75 \times \rho_{band7})$	Feyisa <i>et al</i> (2014)

Fuente: Elaboración propia (2015)

La aplicación de índices espectrales de agua produce una nueva banda de información derivada de una operación aritmética (cocientes, diferencias y diferencias normalizadas) de dos o más bandas espectrales. Una vez obtenida esta banda de información se debe ser filtrada mediante la utilización de un valor umbral que permita separar las superficies de agua de otras coberturas (Helmschrot e Flügel, 2002; Dronova, Gong e

Wang, 2011; Zhu *et al.*, 2011; El-Asmar, Hereher e El Kafrawy, 2013). Los resultados de estas metodologías han mostrado ser muy precisas en el delineamiento de la extensión de humedales (Hess *et al.*, 2003). En cuanto a la precisión de los índices espectrales para la delineación de superficies de agua y del valor umbral a utilizar, se han realizado estudios de verificación (Fang-Fang *et al.*, 2011a; Feyisa *et al.*, 2014).

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) proporcionan un almacenamiento coherente de la información espacial, resultado del análisis visual o digital de las imágenes de satélite. El almacenamiento en un SIG de la información permite que ella pueda ser actualizada y manipulada fácilmente. Por otra parte, los SIG permiten obtener modelos cartográficos de la información obtenida mediante tratamientos digitales de la imagen (Rebelo, Finlayson e Nagabhatla, 2009; Chuvieco, 2010a). Actualmente, la información suministrada por sensores remotos se ha convertido en la principal fuente de alimentación de los SIG (Reddy, 2008).

La integración de datos obtenidos de imágenes de satélite en un SIG ha sido clave en muchos estudios de humedales (Castaño *et al.*, 1999; Vela *et al.*, 1999), permitiendo el estudio de las fluctuaciones del nivel de agua en humedales y de su hidrología (Lyon, Drobney e Olson, 1986; Castaño *et al.*, 1999; Vela *et al.*, 1999).

El avance y desarrollo de las aplicaciones de la Teledetección ha sido amplio, y cada vez gana más adeptos. Sin embargo es necesario puntualizar que la información de datos de sensores remotos aerotransportados debe calibrarse con información de datos de campo, lo que mejora sustancialmente las estimaciones de detección (Gross, Hardisky e Klemas, 1988; Castaño *et al.*, 1999).

Las ventajas del uso de la teledetección son muchas, pero también es importante mencionar las limitaciones de esta técnica. La más importante es que la teledetección sólo permite estimar aquellas variables que modifiquen el modo en que una cubierta refleja o emite energía, o (en algunos sistemas) la posición de los objetos. Relacionada con esta restricción está el hecho de la mayor parte de los sensores de teledetección sólo captan las características más superficiales de una cubierta. De forma habitual no se tiene información de las capas más profundas, tanto del agua como del suelo, y la observación entonces se limita a lo que ocurre en los primeros centímetros o metros dependiendo de las propiedades de la cubierta. Existen además otras limitaciones derivadas del propio desarrollo tecnológico que suponen restricciones en la resolución espacial, en la resolución espectral y en la resolución temporal disponibles, y que pueden ser no suficientes para resolver un problema específico (Chuvieco, 2010b).

4.4.2. La Teledetección en el seguimiento de humedales

La Teledetección ha sido utilizada en algunos casos como método de estudio alternativo cuando otros métodos de seguimiento son de difícil implementación (Castañeda, Casterad e Herrero-Isern, 2004), o han sido utilizados como una fuente de información (Martí-Cardona *et al.*, 2011). De esta manera, el uso de la Teledetección y su implementación en los SIG se presentan como herramientas útiles a los gestores para locali-

zar y cuantificar cambios en los recursos del medio, y por tanto para identificar las soluciones apropiadas para una gestión sostenible de los humedales (Pérez, Sanz e García Coque, 2001; Castañeda, Casterad e Herrero-Isern, 2004; Kashaigili *et al.*, 2006; Mackay *et al.*, 2009; Rebelo, Finlayson e Nagabhatla, 2009); de igual forma la Teledetección puede ayudar a los gestores a evaluar la respuesta de las prácticas hídricas implementadas al interior y al exterior del humedal ante situaciones de sequía (Melendez-Pastor *et al.*, 2010) y la influencia de las actividades antropogénicas en su entorno (El-Asmar, Hereher e El Kafrawy, 2013).

La información que puede obtenerse de las imágenes, comparada con registros de agua y otras observaciones de campo, ha permitido formar cartografías temáticas humedal (Díaz de Arcaya *et al.*, 2006), reconociendo áreas funcionales, y delineación de humedales con una alta precisión (Hess *et al.*, 2003; Leblanc *et al.*, 2011), y delineación de las áreas de influencia (Palomo *et al.*, 2013)

El uso de la Teledetección en el seguimiento de humedales ha sido una herramienta aliada de alta potencia. La aplicación de técnicas y metodologías de Teledetección para el estudio del medio hídrico, ha tenido una influencia positiva en el conocimiento de la hidrología; ya que adiciona la habilidad de observar ciclos estacionales en una gran extensión de superficie, como puede ser toda la cuenca de aportación (Clemente Salas *et al.*, 2004; Aragonés, Díaz-Delgado e Bustamante, 2005; Antón-Pacheco *et al.*, 2006). La extensa cobertura suministrada por los sistemas de teledetección activos permite la cartografía de una llanura de inundación, incluyendo direcciones del flujo (Marti-Cardona *et al.*, 2010; Hall *et al.*, 2011).

Los avances en sensores remotos respecto a su resolución espectral han permitido obtener información suficiente sobre el tipo de vegetación en humedales (Jensen, Christensen e Sharitz, 1984), estimaciones de biomasa (Ihse e Graneli, 1985; Gross e Klemas, 1986), vegetación acuática asociada e invasiva (Hestir *et al.*, 2008; Aragonés *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2012), seguimiento de parámetros de calidad (Rivero *et al.*, 2009), y funcionamiento del humedal (Antón-Pacheco *et al.*, 2006).

El uso de la Teledetección para en el estudio de superficies de lámina de agua y niveles ha sido muy recurrente, como quiera que el agua es el factor más determinante de los que condicionan los procesos en un humedal (Viñals, 2001; Sánchez e Viñals, 2012). En este sentido, muchas técnicas de Teledetección han sido empleadas en estudios que valoran la importancia del agua en los procesos que se efectúan en los humedales, como la relación de la presencia de agua con la distribución de la vegetación en el humedal (Töyrä e Pietroniro, 2005), la conectividad hídrica de los humedales con su entorno (Logan *et al.*, 2013), almacenamiento de agua de las llanuras de inundación y su rol (Frappart *et al.*, 2005; Grings *et al.*, 2009).

Las aplicaciones en estudios de ecosistemas abarcan un amplio rango desde el cartografiado de hábitats acuáticos y terrestres (Fernández, Paruelo e Delibes, 2010) hasta el seguimiento de especies (Davranche, Lefebvre e Poulin, 2010; Evans e Costa, 2013);

contribuyendo a técnicas como las de patrones métricos de vegetación gracias a su cartografiado mediante imágenes de sensores remotos (Kelly, Tuxen e Stralberg, 2011); cartografiado de plantas invasoras (Laba *et al.*, 2008; Aragonés *et al.*, 2009) e identificación de hábitats de vectores de parásitos y enfermedades (Hugh-Jones, 1989).

La versatilidad de la información espectral, como el desarrollo de índices espectrales y algoritmos, ha permitido su integración en estudios de modelización de predicción de sustancias características como el fósforo (Rivero, Grunwald e Bruland, 2007; Rivero *et al.*, 2009), análisis de estado trófico de humedales (Domínguez-Gómez, 1997; Domínguez-Gómez, Alonso e Alonso, 2008), estudios de química foliar de vegetación herbácea en humedales (Lacapra *et al.*, 1996), parámetros bioquímicos relevantes (por ejemplo biomasa verde) (Barducci *et al.*, 2009), estudios de la sedimentología en humedales (Bustamante, Díaz-Delgado e Aragonés, 2005; Rodríguez Ramírez, 2008; Bustamante *et al.*, 2009) en fin toda una serie de parámetros y variables limnológicas (Cózar *et al.*, 2005) que aportan información útil en el estudio de la condición ecológica de las aguas (Domínguez-Gómez *et al.*, 2009; Martínez-López *et al.*, 2014).

La utilización de la información espectral en transformaciones de la imagen y clasificaciones digitales de la misma, ha sido muy útil en el estudio del medio hídrico, especialmente en humedales. Estudios de seguimiento de superficies de agua y de llanuras de inundación, mediante técnicas de Teledetección han sido llevados a cabo en distintas regiones del mundo con excelentes resultados (Castaño *et al.*, 1999; Kashaigili *et al.*, 2006; El-Asmar, Hereher e El Kafrawy, 2013), incluyendo siempre el contraste con datos medidos en campo. La identificación de superficies de inundación de humedales han permitido, por ejemplo, la implementación de indicadores basados en la variabilidad de la superficie (Sanchez *et al.*, 2015) que ha permitido realizar el seguimiento de la variabilidad en grandes extensiones de estudio como la cuenca mediterránea (Perennou *et al.*, 2012). Muchos investigadores han calificado positivamente la incorporación de la Teledetección y sus metodologías de clasificación en el estudio y seguimiento de humedales encontrando que estas metodologías son ligeras, relativamente fácil de implementar (Wright e Gallant, 2007).

Las aportaciones de la Teledetección en la determinación de las necesidades hídricas de los humedales no ha sido un tema ampliamente abordado en la literatura científica. Entre las experiencias más recientes en esta línea se encuentra el trabajo realizado por Chen (Chen e Zhao, 2011), que describe el uso de modelos hidrológicos e imágenes de satélite en el cálculo del “caudal ambiental” en el humedal de Wolonghu, en China. En el estudio, el modelo hidrológico aportó los datos para el balance de agua, mientras que las imágenes de satélite fueron usadas para calcular el cambio del uso del suelo. La integración de estos dos modelos con los datos de imágenes de satélite revelaron los caudales ambientales del humedal y la relación entre estos caudales medioambientales y los cambios de uso del suelo. Los resultados demostraron que los caudales ambientales tienen influencias directas e indirectas en el ecosistema del humedal y que éstos deberían estar vinculados al manejo sostenible del humedal. Otros estudios han mode-

lizado la llanura de inundación para flujos ambientales en los humedales Gwydir, Australia, donde esta llanura de inundación depende de la escorrentía para mantener los ciclos de inundación necesarios para su integridad ecológica (Powell, Letcher e Croke, 2008). Sus resultados mostraron que la duración, frecuencia, profundidad, ocurrencia y extensión de la inundación tienen una importante influencia en las comunidades ecológicas.

Gran parte de estos estudios enfatizan en que la modelización de estos sistemas se ve impedida por la falta de datos, y que en este sentido la información de sensores remotos se ha mostrado como una opción efectiva para la determinación de las dinámicas de inundaciones (Powell, Letcher e Croke, 2008; Martí-Cardona *et al.*, 2011).

La utilización de la teledetección ha tenido ya incursiones en la determinación de las necesidades hídricas de los humedales en el contexto español, planteándose como una herramienta con mucho potencial (Sánchez Navarro e Viñals, 2012). Estas aproximaciones reportadas en la literatura española, se refieren la primera de ellas al estudio realizado por la consultora Tragsatec sobre las Lagunas de Córdoba (Tragsatec, 2011). En dicho estudio se introdujeron técnicas de Teledetección para determinar superficies inundadas de agua que permitieron, con la utilización de un modelo digital de elevación, calcular los volúmenes y niveles. El trabajo más reciente sobre la utilización de la teledetección en la determinación de las necesidades hídricas se refiere al proyecto de final de máster denominado Determinación de los requerimientos hídricos en zonas húmedas con apoyo de imágenes Landsat, aplicación en la demarcación hidrográfica del Júcar (Cebriá Romero, 2015). En este trabajo el autor analiza una metodología complementaria basada en la aplicación de técnicas de teledetección, que permiten generar series temporales de evolución de superficie inundada en humedales mediante el uso de imágenes de satélite y el cálculo de índices de agua.

Capítulo 5

Materiales y método

Las aportaciones de la Teledetección en la determinación de las necesidades hídricas de los humedales están dirigidas a contribuir a la identificación del régimen de inundación de los humedales a través del estudio de sus superficies de inundación. La información disponible de imágenes de satélite y la extensión de la serie histórica, permite realizar un análisis retrospectivo que puede suplir el vacío de información existente e incorporar en dicho análisis los escenarios de intervención humana mínimos sobre el humedal.

5.1. Materiales

Las fuentes de información necesarias para el desarrollo del presente trabajo han sido imágenes satelitales de distintas misiones Landsat, ortofotografías, e información requerida en modelizaciones de balance hídricos para la determinación de las necesidades hídricas de los humedales caso de estudio.

5.1.1. *Imágenes multiespectrales*

El presente estudio ha hecho uso de imágenes Landsat, puesto que satisfacen los criterios requeridos: (1) disponibilidad de imágenes; (2) registro histórico extenso y que se adapta al tipo de estudio que se plantea en esta tesis; y (3) disponibilidad de información espectral a partir de la cual determinar las superficies de lámina de agua de los humedales caso de estudio.

La mayoría de los casos de estudio tienen información de imágenes disponibles desde 1972, salvo Tablas de Daimiel que tiene información disponible a partir de 1973. La

distribución anual de las imágenes Landsat utilizadas por caso de estudio se presenta en la figura 5.1 que reúne el número total de imágenes de todas las misiones y sensores utilizadas para cada uno de los casos de estudio en el periodo de estudio (1972-2006).

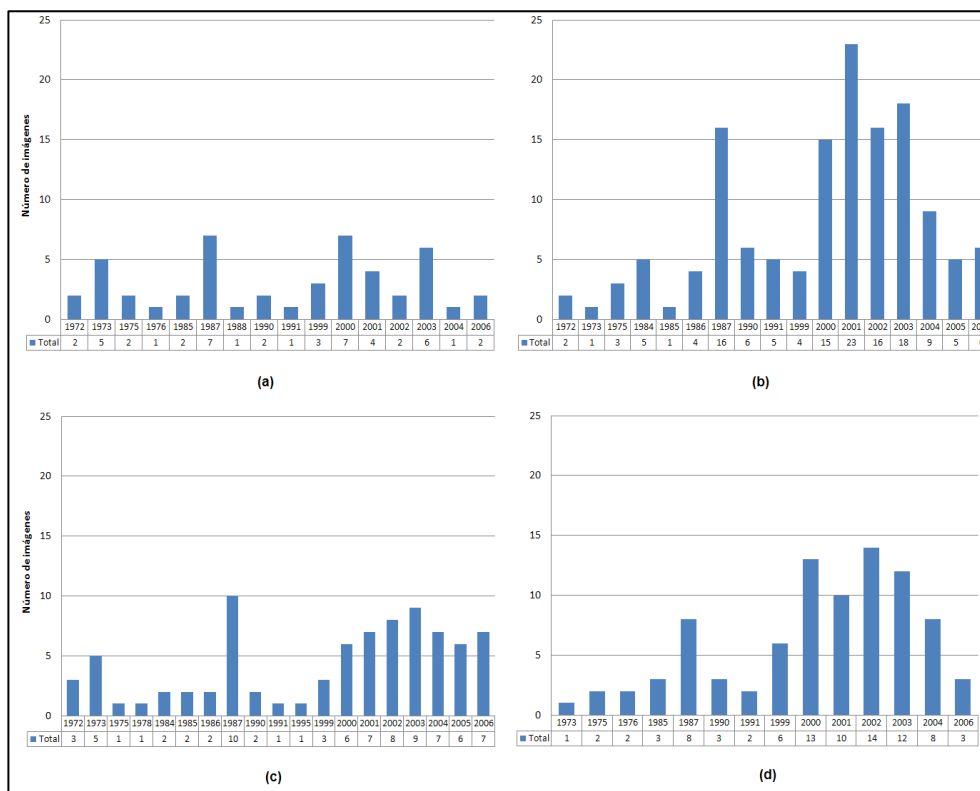


Figura 5.1. Distribución anual de imágenes Landsat utilizadas en los humedales caso de estudio. (a) Fuente de Piedra; (b) Gallocanta; (c) Marisma de Doñana; (d) Tablas de Daimiel

El número de imágenes disponibles para todos los casos data desde 1972/1973. Lo que asegura una longitud de registro que se presenta superior al exigido por la normativa (longitud de registros de al menos 20 años). Es notable el número de imágenes disponibles para el caso del humedal de laguna de Gallocanta que concentra un gran número de imágenes entre los años 2000 a 2003. Los casos de humedales de marisma de Doñana y Tablas de Daimiel presentan también una concentración de imágenes disponibles entre los años 2000 a 2004, pero en menor proporción comparado con el caso del humedal de laguna de Gallocanta. Por su parte el humedal de laguna de Fuente de Piedra corresponde al caso con menor cantidad de información disponible.

El análisis de la información de imágenes disponibles para cada uno de los casos de estudio se ha llevado a cabo, cuantificándose la disponibilidad multianual y mensual de las imágenes de acuerdo al tipo de sensor. Este análisis se describe a continuación.

Fuente de Piedra:

El número de imágenes Landsat disponibles para la laguna de Fuente de Piedra durante el periodo de estudio (1972-2006) es de 56, y éstas datan desde 1972. Las imágenes se identifican por los Path-Row: 201-034 para las misiones Landsat 7 ETM⁺, Landsat 5 TM y Landsat 4 TM; Path-Row: 216-034 misión Landsat 2 MSS; y Path-Row: 216-034 y 217-034 para las misiones Landsat 1 MSS. Las imágenes pueden descargarse desde el sitio del USGS (Usgs, 2015a).

Un total de 10 imágenes han sido descartadas como consecuencia de una alta nubosidad en la laguna y de la falta de información en la escena. De esta forma, se han utilizado un total de 46 imágenes Landsat, de las cuales una ha sido corregida geométricamente ya que presentaba desplazamiento. La serie histórica de información de imágenes no es continua, presentándose un vacío de información en más de la mitad de los años. La mayor cantidad de imágenes disponibles se dan en los años 1987, 2000 y 2001 (fig. 5.2).

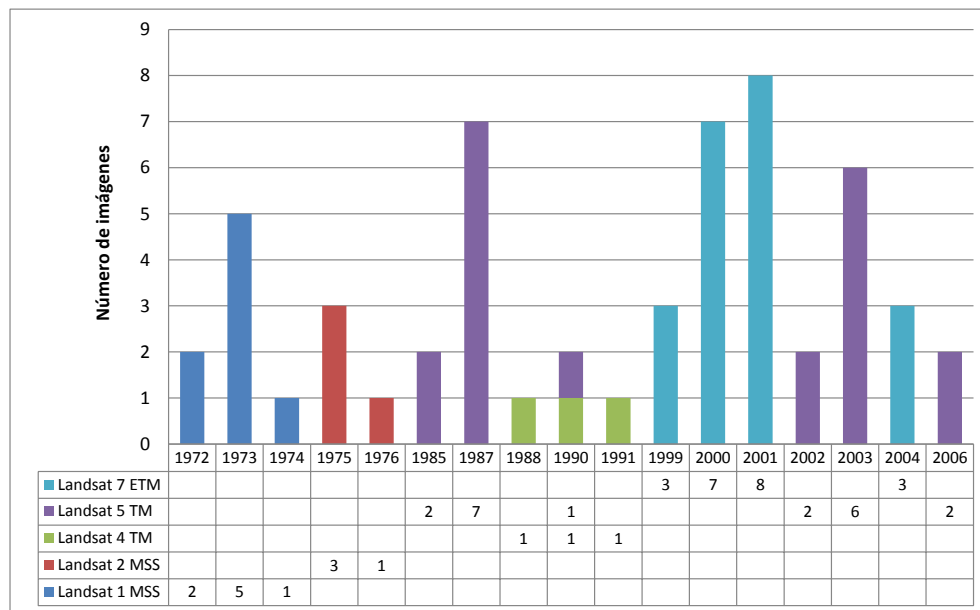


Figura 5.2. Distribución anual de imágenes Landsat utilizadas para el humedal laguna de Fuente de Piedra

El análisis mensual de la información de imágenes Landsat utilizada en el humedal de la laguna de Fuente de Piedra muestra una disponibilidad de imágenes mayor en los meses de verano, principalmente en agosto y septiembre (fig. 5.3). Se puede apreciar el aumento considerable en el aporte de imágenes de las misiones Landsat 5 y Landsat 7 a partir de 1987.

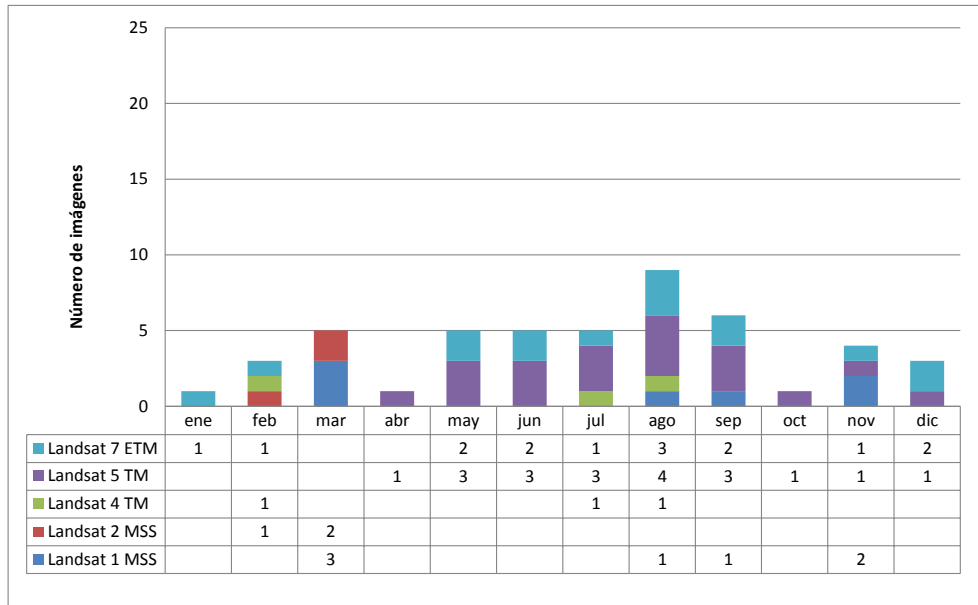


Figura 5.3. Distribución mensual de imágenes Landsat utilizadas para el humedal laguna Fuente de Piedra

El número de imágenes disponibles en los meses de verano es positivo, ya que permite el estudio de la evolución de temporal en la época seca con registros que datan de más de 20 años. Por otra parte se dispone de buen número de imágenes en los meses de invierno aun cuando es inferior a las imágenes disponibles para los periodos de verano.

Gallocanta:

El número de imágenes Landsat disponibles para la laguna de Gallocanta durante el periodo de estudio que pueden descargarse desde el sitio de descargas del USGS (Usgs, 2015a) es de 194 imágenes. Las imágenes se identifican por los Path-Row: 199-032, 200-031, 200-032 para las misiones Landsat 7 ETM⁺, Landsat 5 TM; y Path-Row: 200-031, 200-032 misión Landsat 4 TM; Path-Row: 215-031 y 215-032 misiones Landsat 1 MSS y Landsat 2 MSS. La presencia de nubosidad y falta de información sobre la laguna en 57 de las imágenes redujo el número de imágenes utilizadas a 137. La serie histórica de imágenes no es continua y existe un vacío de información más de la mitad de los años. La mayor cantidad de imágenes se encuentra en los años 1987, 2001, 2002 y 2003 (fig. 5.4).

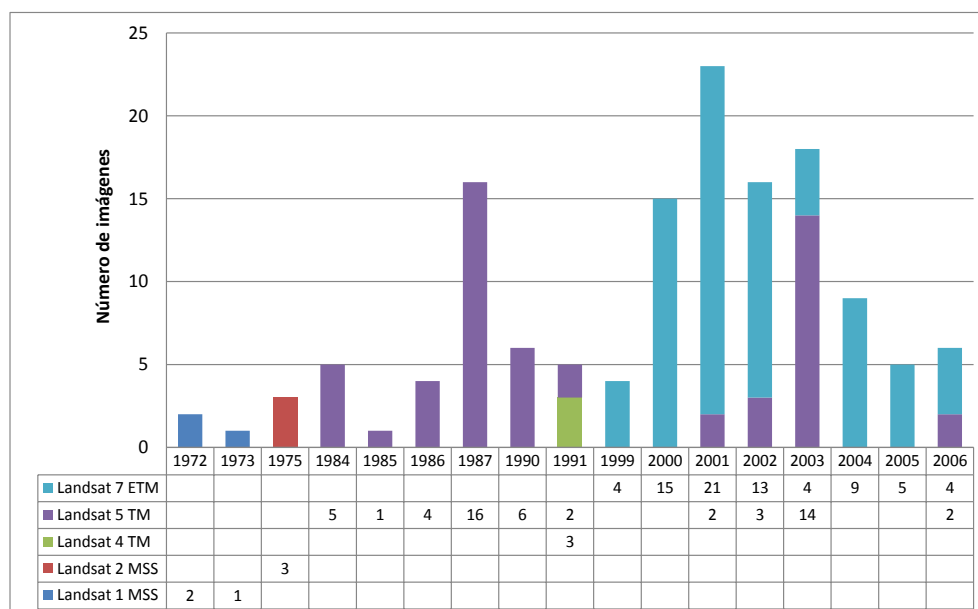


Figura 5.4. Distribución anual de imágenes Landsat utilizadas para el humedal laguna de Gallocanta

El análisis mensual de la disponibilidad de imágenes para la laguna de Gallocanta muestra igualmente una disponibilidad de imágenes mayor en los meses de verano, desde junio a septiembre (fig. 5.5). Es notable el aumento el aporte de imágenes de las misiones Landsat 5 y Landsat 7 a partir de 1984.

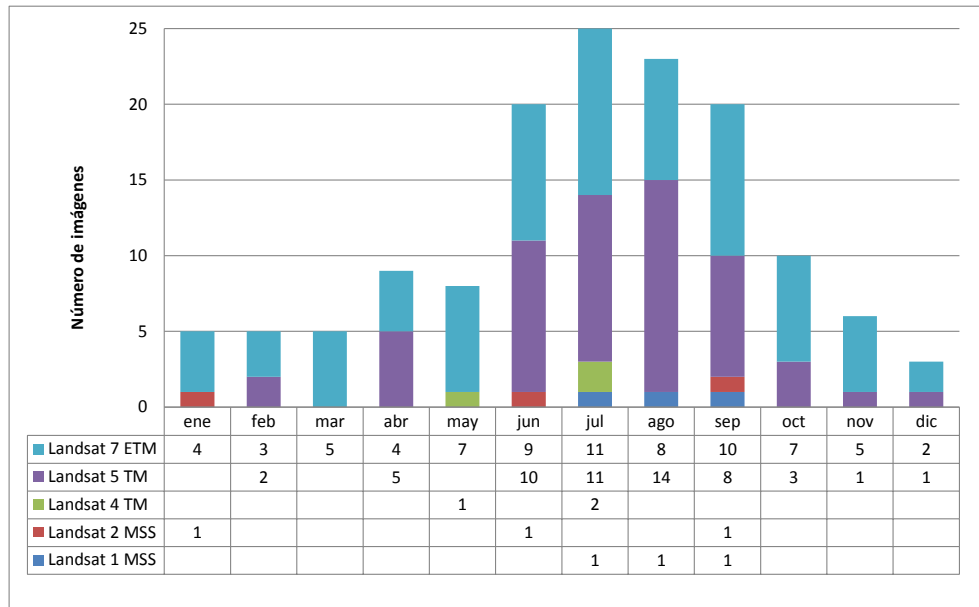


Figura 5.5. Distribución mensual de imágenes Landsat utilizadas para el humedal laguna de Gallocanta

El número de imágenes disponibles en los meses de verano es considerable, permite el estudio de la evolución de temporal en la época seca. Por otra parte se dispone de número de imágenes satisfactorio en los meses de invierno aun cuando es inferior a las imágenes disponibles para los periodos de verano. Las imágenes disponibles cubren un registro de más de 20 años, lo que satisface el requerimiento normativo.

Doñana:

La disponibilidad de imágenes Landsat para la Marisma de Doñana es de 94 imágenes para el periodo de estudio. Las imágenes se identifican por los Path-Row: 202-034 misiones Landsat 7 ETM⁺, Landsat 5 TM, Landsat 4 TM y Landsat 5 MSS; Path-Row: 218-034 misiones Landsat 3 MSS y Landsat 2 MSS; Path-Row: 217-034 y 218-034 misión Landsat 1 MSS. Estas imágenes pueden descargarse desde el sitio del USGS (Usgs, 2015a).

Como consecuencia de la nubosidad, se han descartado 11 imágenes y una ha sido corregida geoméricamente. La serie histórica de las 83 imágenes utilizadas no es continua, presentándose un vacío de información también en más de la mitad de los años. La mayor cantidad de imágenes se encuentra en los años 1987, 2002 y 2003 (fig. 5.6).

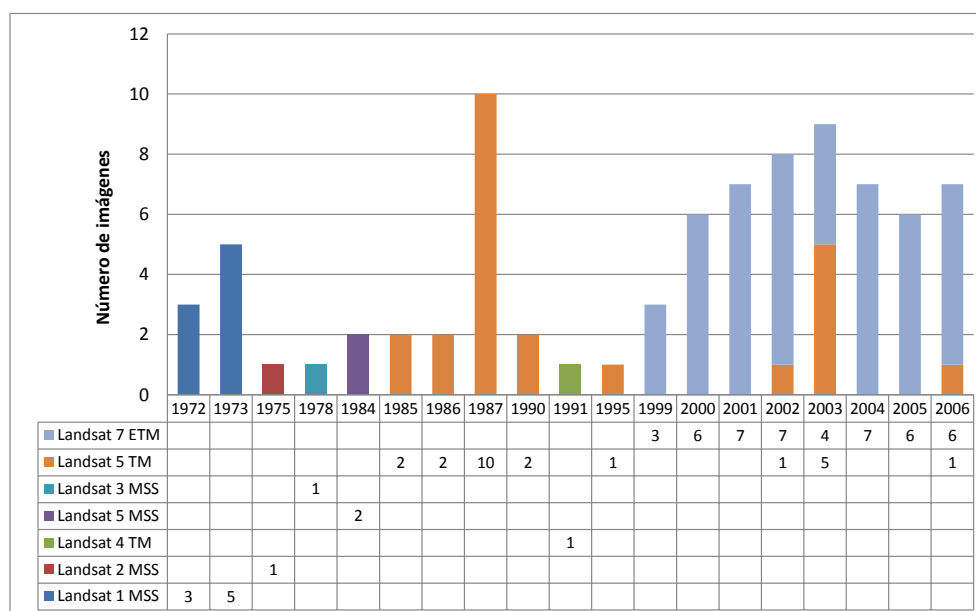


Figura 5.6. Distribución anual de imágenes Landsat utilizadas para Doñana

El análisis mensual de la disponibilidad de imágenes para la Marisma de Doñana muestra una disponibilidad de imágenes mayor en los meses de verano, principalmente junio, agosto y septiembre (fig. 5.7). Es notable el aporte de imágenes de las misiones Landsat 5 en el año 1985 y Landsat 7 entre los años 2000 a 2006.

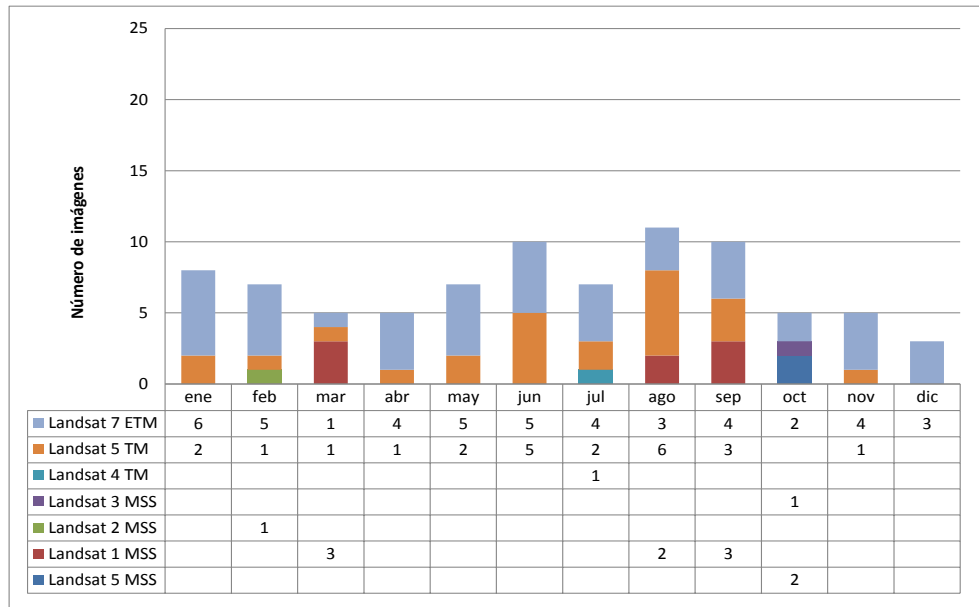


Figura 5.7. Distribución mensual de imágenes Landsat utilizadas para Doñana

El número de imágenes disponibles en los meses de verano puede considerarse apropiado. Permite el estudio de la evolución de temporal en la época seca. Por otra parte se dispone de número de imágenes satisfactorio en los meses de invierno aun cuando es inferior a las imágenes disponibles para los periodos de verano. Las imágenes disponibles cubren un registro de más de 20 años, lo que satisface el requerimiento normativo.

Tablas de Daimiel:

Las imágenes Landsat que pueden descargarse desde del sito de la USGS (USGS, 2015), para las Tablas de Daimiel es de 111 imágenes para el periodo de estudio. Las imágenes se identifican por los Path-Row: 200-033 y 201-033 para las misiones Landsat 7 ETM⁺ y Landsat 5 TM; Path-Row: 201-033 misión Landsat 4 TM; y Path-Row: 216-033 misiones Landsat 2 MSS y Landsat 1 MSS.

Se han descartado 24 imágenes como consecuencia de la nubosidad presente sobre el humedal y la falta de información en algunas imágenes, por tanto el total de imágenes utilizadas ha sido de 87 imágenes. Tres de las imágenes han presentado un desplazamiento y por tanto han sido corregidas geoméricamente. La serie histórica de las 87 imágenes utilizadas tampoco es continua, presentándose un vacío de información también en más del 60% de los años. La mayor cantidad de imágenes se encuentra en los años 2000, 2002 y 2003 (fig. 5.8).

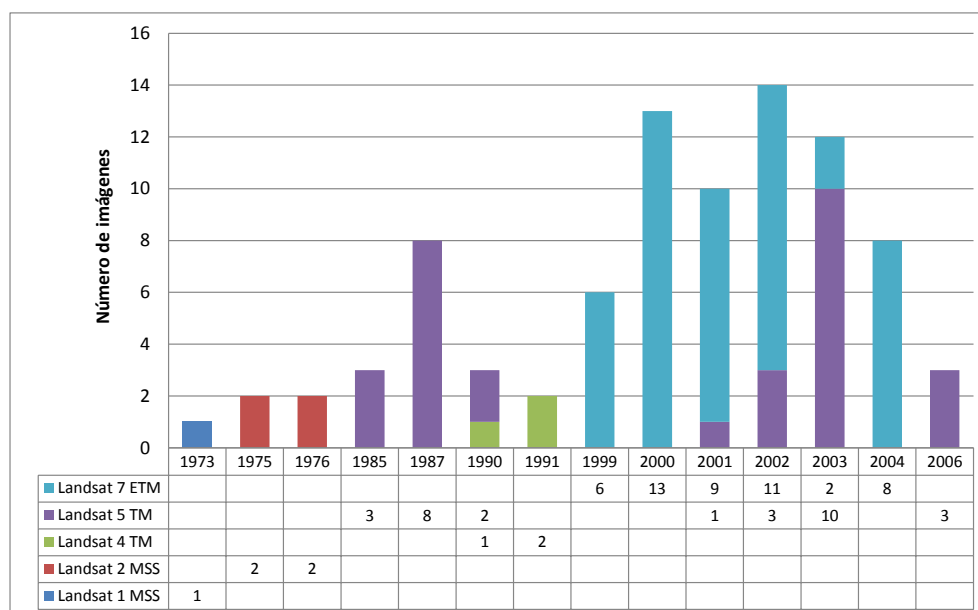


Figura 5.8. Distribución anual de imágenes Landsat utilizadas para Tablas de Daimiel

El análisis mensual de la información muestra que la mayor cantidad de imágenes se da en los meses mayo a septiembre (fig. 5.9). Es notable el aporte de imágenes de las misiones Landsat 5 en el año 1987 y de forma conjunta con la misión Landsat 7 entre los años 1999 a 2004.

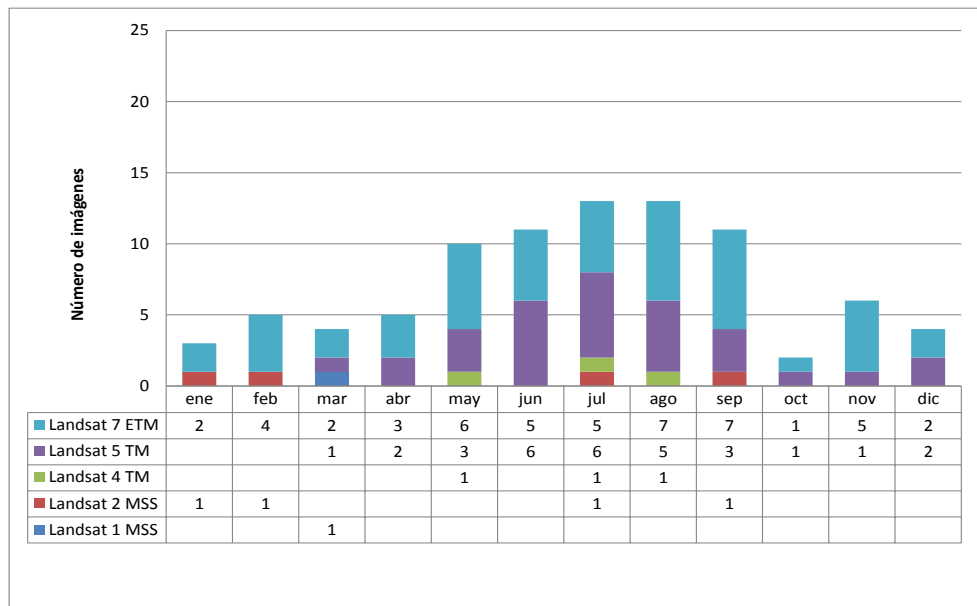


Figura 5.9. Distribución mensual de imágenes Landsat utilizadas para Tablas de Daimiel

El número de imágenes disponibles en los meses de verano es mayor al disponible para los meses de invierno. Es interesante como la disponibilidad de la información se muestra homogénea en cantidad entre los meses de mayo a septiembre, lo que resulta apropiado para realizar un estudio de evolución en las épocas secas del año. Permite el estudio de la evolución de temporal en la época seca. Por otra parte se dispone de número de imágenes satisfactorio en los meses de invierno aun cuando es inferior a las imágenes disponibles para los periodos de verano. Las imágenes disponibles cubren un registro de más de 20 años, lo que satisface el requerimiento normativo.

La disponibilidad de imágenes de los casos anteriores permite señalar que la información presenta una longitud de registros de más de 20 años, que es una de las premisas de acuerdo a las exigencias de la normativa para la determinación de necesidades hídricas. Por otra parte se ha observado que la gran parte de la información de imágenes Landsat se concentra en los meses de verano, cuando se analizan todos los años para los cuales la información está disponible.

Es importante notar que el análisis de información de imágenes disponible está basado en las imágenes suministradas por los sensores Landsat 1-2 MMS, Landsat 4-5 TM, y Landsat 7 ETM⁺, ya que las imágenes multiespectrales de estas misiones coincide con el periodo de información hidrológica disponible para los casos de estudio. Las deficiencias vistas en cuanto a la escasa información en periodos de invierno podrán ser

suplidas con la inclusión futura de las imágenes suministradas por la misión Landsat 8 OLI -TIRS

5.1.2. Ortofotografías

Las ortofotografías del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) han sido consultadas en este estudio con la finalidad de delimitar superficies de lámina de agua libre en los humedales caso de estudio, y ser utilizadas como fuente de información en la validación de resultados.

El archivo histórico del PNOA dispone de ortofotos en color desde el año 2004 en los emplazamientos en los que se localizan los casos de estudio de esta tesis doctoral. La información está disponible desde el sitio de descargas del PNOA (Pnoa, 2015). La relación de las ortofotos consultadas y de acceso público se presenta en la tabla 5.1.

Tabla 5.1. Ortofotos del PNOA consultadas por caso de estudio

Humedal caso de estudio	Hoja MNT50	Año ortofoto	Resolución espacial ortofoto (m)
Laguna de Fuente de Piedra	1023	2004, 2006	0.5
Laguna de Gallocanta	0490, 0491	2006	0.5
Marisma de Doñana	1018, 1033, 1047	2004, 2006	0.5
Tablas de Daimiel	0737, 0760	2006	0.5

Fuente: PNOA (2015)

Las ortofotos disponibles se suministran en formato de archivo de imagen ECW (*Enhanced Compression Wavelet*), sistema geodésico de referencia ETRS89 (*European Terrestrial Reference System 1989*) y sistema de proyección UTM (*Universal Transverse Mercator*) en su huso correspondiente. Según la información del PNOA (2015), la unidad de distribución y descarga es la hoja del MTN50 (Mapa Topográfico Nacional 1:50.000), resultado de componer un mosaico con las ortofotos correspondientes a cada hoja del MTN50.

El mosaico histórico realizado por el PNOA se hace por hoja MTN50, seleccionando entre toda la información de ortofotografías disponible, aquellas que tengan el mismo año de vuelo. Cada año se cubre una superficie diferente del territorio español. En los casos en los que existe más de una ortofoto disponible, se ha seleccionado aquella que tiene un tamaño de píxel menor. El tamaño de píxel y la fecha de toma de la ortofotografía se pueden encontrar en la información auxiliar de que se dispone en el mismo sitio de descarga de la información (Pnoa, 2015).

5.1.3. Modelos digitales de terreno

Los modelos digitales de terreno (MDT), obtenidos a partir de tecnología LiDAR (*Light Detection and Ranging* o *Laser Imaging Detection and Ranging*) con resolución espacial de 5 m del PNOA y denominados MDT05/MDT05-LiDAR, han sido utilizados como fuentes de información para la obtención de la topografía de la cubeta de los humedales estudiados (tabla 5.2). La información de los MDT-LiDAR del PNOA es de acceso público a través del portal de descargas del PNOA (PNOA, 2015).

Tabla 5.2. MDTs-LiDAR del PNOA usados para los humedales casos de estudio

Humedal caso de estudio	MDT
Laguna de Fuente de Piedra	MDT05-1023
Laguna de Gallocanta	MDT05-0490-LIDAR, MDT05-0491-LIDAR
Marisma de Doñana	MDT05-1018, MDT05-1033, MDT05-1047
Tablas de Daimiel	MDT05-0737-LIDAR, MDT05-0760-LIDAR

Fuente: PNOA (2015)

El modelo digital de terreno MDT05/MDT05-LiDAR tiene un paso de malla de 5 m, y la misma distribución de hojas que el MTN50. El formato del fichero de datos con el que se distribuyen los MDT-LiDAR es ASCII (asc). Estos MDTs utilizan el sistema geodésico de referencia ETRS89 (en Canarias REGCAN95, compatible con ETRS89) y proyección UTM en el huso correspondiente a cada hoja. En Canarias, el huso UTM es el 28. Según la hoja de que se trate, el MDT05 ha sido obtenido de una de las dos siguientes formas: por estéreo-correlación automática de vuelos fotogramétricos del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) con resolución de 25 a 50 cm/píxel, revisada e interpolada con líneas de ruptura donde fuera viable, o bien por interpolación a partir la clase terreno de vuelos LiDAR del PNOA (Pnoa, 2015).

El uso del MDT-LiDAR en cada uno de los casos de estudio, ha permitido restituir la batimetría del humedal.

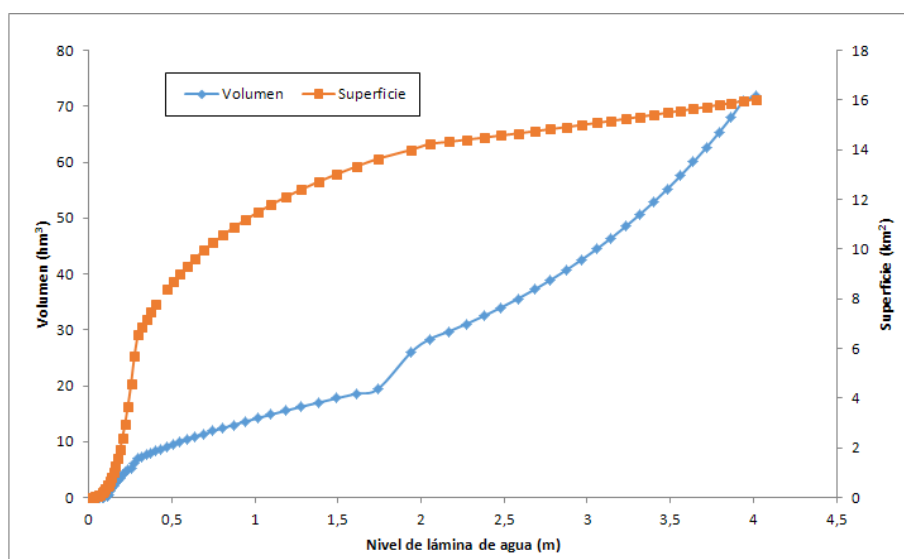
5.1.4. Información sobre el régimen de inundación de los humedales

La información utilizada sobre el régimen de inundaciones se refiere a curvas de llenado y a niveles de lámina de agua medidos en los humedales estudiados. Esta información ha sido suministrada en su mayoría y forma parte de los estudios realizados por Sánchez Navarro e incluidos en su tesis doctoral (Sánchez Navarro, 2015).

La laguna de Fuente de Piedra posee información tabulada de nivel-superficie-volumen con la que se puede construir la curva de llenado (fig. 5.10). La información tabulada ha sido lograda gracias a la implementación de ecuaciones por tramos, de acuerdo con los resultados del balance hídrico. Esto que significa que los resultados del balance hídrico han sido utilizados como valores de referencia para determinar estas relaciones nivel-superficie-volumen. Otros valores de referencia obtenidos de la literatura han

sido revisados por Sánchez Navarro para validar los resultados del balance hídrico (Sánchez Navarro, 2015). Algunos de los valores de referencia presentados son contradictorios, lo que justifica el poder contar con una fuente de información adicional obtenida a partir de la aplicación de técnicas de teledetección y sistemas de información geográfica. Los valores de referencia mencionados por Sánchez Navarro (2015) se detallan a continuación:

- Para una superficie de 1.400 ha y una profundidad de 2 m, el volumen máximo es de 28 hm³ (es de suponer que la laguna cuando se llenó en el año de 1996 alcanzó el valor de esta superficie).
- Históricamente no se han registrado niveles superiores a 4 m, lo que significa que para el volumen máximo alcanzado, alrededor de 70 hm³, la cota es inferior a 4 metros.
- Para la cota de nivel 420 y una superficie de 3.000 ha, el volumen máximo de la cubeta sería de 180 hm³.
- Cuando se mantiene por bombeos una zona encharcada en la colonia de 5 ha, la profundidad media es de unos 5-10 cm.

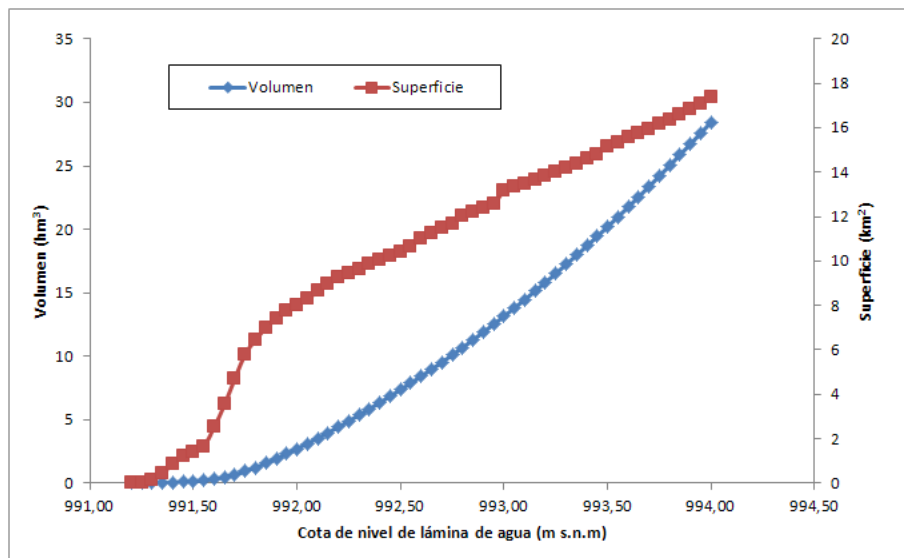


Fuente: Sánchez Navarro (2015)

Figura 5.10. Curva de llenado de la laguna de Fuente de Piedra

La laguna de Fuente de Piedra dispone además de registros de mediciones de niveles de lámina de agua diarios, cuyo periodo de registros comprende desde los años hidrológicos 1983/84 a 2008/09.

La información suministrada para el humedal de la laguna de Gallocanta utilizada para el caso de estudio del humedal, consta de registros de nivel de la lámina de agua. Se dispone además de información tabulada para construir la curva de llenado de la laguna (fig. 5.11) que relaciona los parámetros de nivel-superficie-volumen. La información es suministrada por Sánchez Navarro en su tesis doctoral (Sánchez Navarro, 2015).

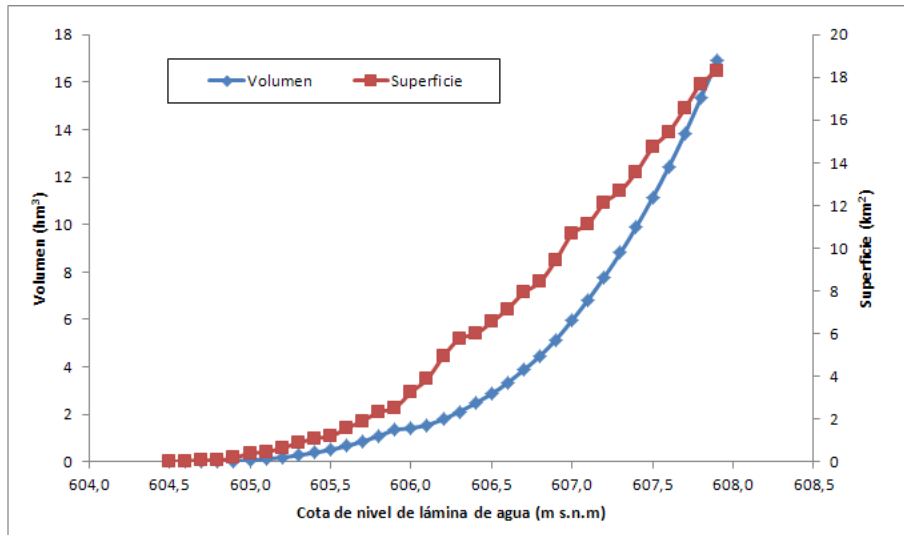


Fuente: Sánchez Navarro (2015)

Figura 5.11. Curva de llenado de la laguna de Gallocanta

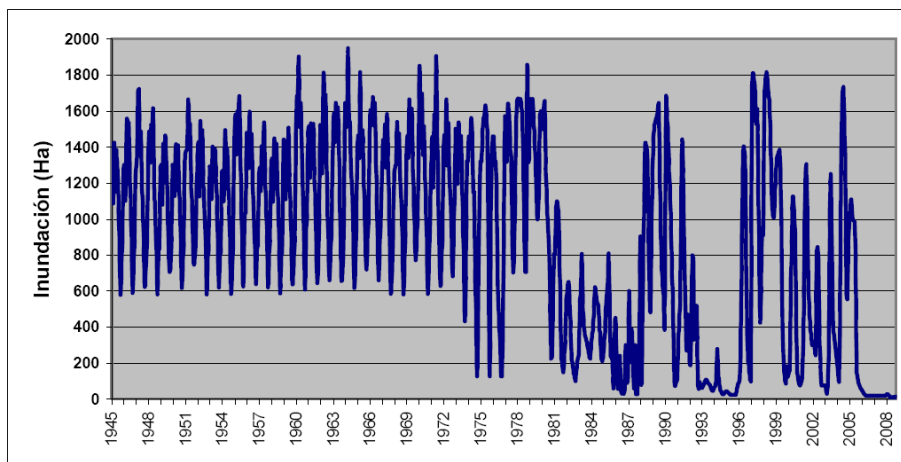
La información relativa al humedal Tablas de Daimiel utilizada en este estudio, incluye la curva de llenado del humedal (fig. 5.12) en la que se relacionan la cota en m s.n.m. del nivel de agua, la superficie de la lámina de agua libre y el volumen. Esta información hace parte de los trabajos realizados por Sánchez Navarro en su tesis doctoral (Sánchez Navarro, 2015)

Información relativa a series de superficie inundada para las Tablas de Daimiel también ha sido utilizada en este estudio. Esta información de series de superficie inundada de las Tablas de Daimiel se reporta en el documento del Plan de Restauración Gradual de las Tablas de Daimiel (Plan REGATA) (Alvarez Cobelas *et al.*, 2009) producto del convenio realizado entre la Confederación Hidrográfica del Guadiana (CHG) y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Esta fuente documental presenta los valores de inundación mensual registrada entre los años de 1945 a 2008 (fig. 5.13) y las pautas de inundación de las Tablas de Daimiel (fig. 5.14), que muestra el proceso de llenado del humedal. La fuente documental no ofrece información de la distribución espacial de las inundaciones referidas a fechas concretas



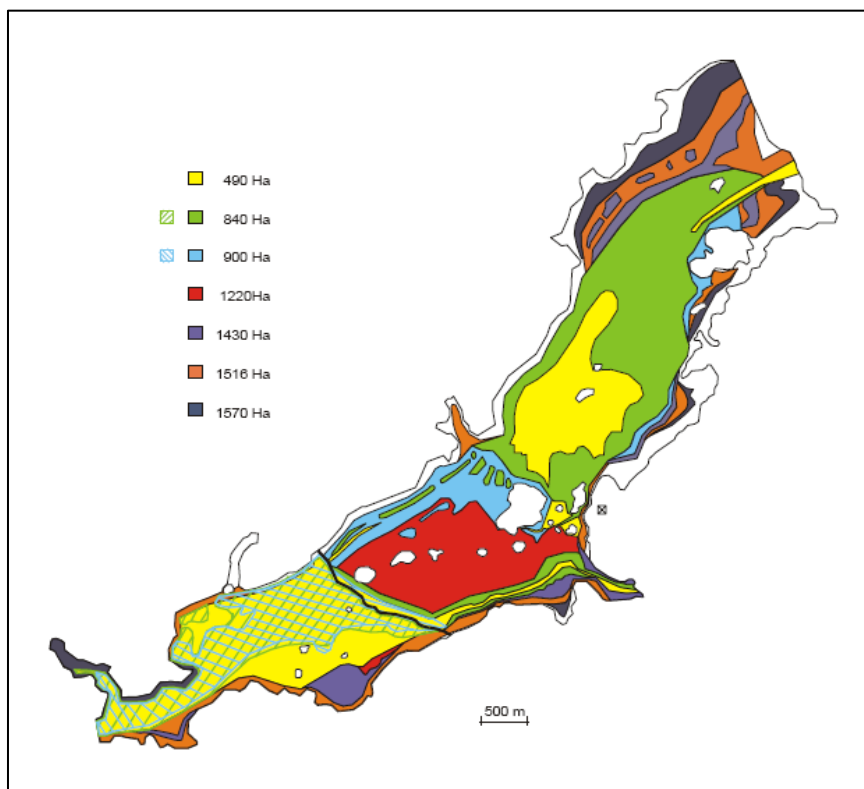
Fuente: Sánchez Navarro (2015)

Figura 5.12. Curva de llenado de Tablas de Daimiel



Fuente: Álvarez Cobelas *et al.* (2015)

Figura 5.13. Evolución de la inundación de Las Tablas de Daimiel desde 1945 a 2008

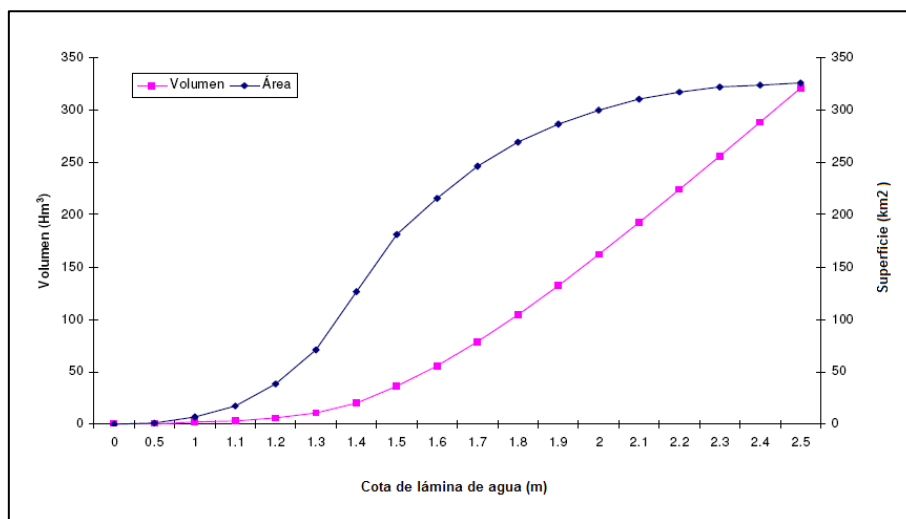


Fuente: Alvarez Cobelas *et al.* (2015)

Figura 5.14. Pautas de inundación en el Parque Nacional Tablas de Daimiel

La información utilizada para el estudio del caso de la Marisma de Doñana incluye información de “Estudio de la hidrodinámica de la Marisma de Doñana” (Bladé I Castellet, Dolz Ripollès e Pourcq, 2009). El estudio ha sido desarrollado por el Grupo FLUMEN de la Universitat Politècnica de Catalunya, en el marco del Proyecto Doñana 2005. El estudio partía de la base de un modelo digital de terreno del espacio natural Doñana para la construcción de un modelo numérico para la simulación de la hidrodinámica de la Marisma. Su finalidad era el conocimiento detallado de la hidrodinámica de las marismas del Parque Nacional de Doñana, ya que es fundamental para su gestión, en el sentido de prever la evolución natural de las marismas en la situación actual, analizando el impacto de posibles actuaciones dentro del ámbito del Parque y estudiando las consecuencias de episodios extraordinarios como pueden ser crecidas en los cauces que fluyen hacia Doñana.

La información extraída del estudio y utilizada en esta tesis doctoral son las curvas de batimetría de la marisma, donde se reflejan las relaciones de nivel-volumen y nivel-superficie de lámina de agua (fig. 5.15).



Fuente: Bladé, *et al* (2009)

Figura 5.15. Curva de llenado de marisma de Doñana

La información disponible para cada uno de los casos de estudio permitirá validar el uso de las técnicas de teledetección, en adición a los SIG, en la obtención del régimen de inundación de los humedales y con ello su aportación a la determinación de las necesidades hídricas.

5.1.5. Aplicaciones y programas utilizados

Los programas utilizados en el presente trabajo han sido ArcGIS y QGIS. La capacidad de los módulos de cálculo para información ráster, disponible en ambos programas, permitió realizar operaciones de transformación que, en principio, se han realizado por programas específicos dedicados a teledetección, como ENVI.

El desarrollo e incursión tanto de ArcGIS como de QGIS en operaciones ráster, facilitadas por diversos módulos, han permitido realizar desde correcciones atmosféricas y geométricas, hasta generación de nuevas bandas virtuales, lo que corresponde al cálculo índices espectrales u operaciones entre bandas.

El módulo de ModelBuilder de ArcGIS ha permitido generar modelos de proceso que al parametrizarse permiten la ejecución de un gran número de información por bloque. La implementación de este tipo de proceso ha sido más simple de abordar en ArcGIS que en QGIS.

5.2. Métodos

Este apartado recoge todos aquellos métodos que se han aplicado a las imágenes Landsat con el fin de corregir anomalías y errores de las mismas. Entre ellos se citan: correcciones geométricas y radiométricas, métodos para la determinación de superficies de lámina de agua como la utilización de índices espectrales, y métodos que permitan validar los resultados obtenidos. Los primeros métodos que se abordarán corresponden a tratamiento previo de las imágenes.

5.2.1. Correcciones de la imagen

El proceso de captura de la información, desde los sensores remotos para producir la imagen, está sometido a una serie de interferencias que hacen que la información que quiere obtenerse este perturbada por una serie de errores (Acker *et al.*, 2003; Canada Center for Remote Sensing, 2008; Chuvieco e Huete, 2010). A continuación, se presentan las metodologías que han sido utilizadas para corregir los problemas que se han presentado.

5.2.1.1 Corrección geométrica

La corrección geométrica o geo-referenciación se ha realizado en un total de 6 imágenes debido a desplazamientos. El objetivo de este proceso es referenciar una imagen a un sistema de coordenadas geográficas; se corrige para que coincida con la geometría de lo que se define como una imagen base. Se ha realizado una corrección geométrica de imagen a imagen con un RMS inferior al 0,2 de acuerdo a la metodología citada por (Domínguez Gómez, Chuvieco Salinero e Sastre Merlín, 2009), en el caso de imágenes con errores de geo-posicionamiento. Una corrección geométrica de este tipo consiste en aplicar ecuaciones empíricas con el fin de corregir el error en el desplazamiento o giro de las imágenes. Las ecuaciones se aplican a un conjunto de puntos (puntos de control) de los que se conoce tanto las coordenadas de la imagen a corregir como las de la imagen de referencia o mapa. La corrección se realiza en tres fases (Chuvieco e Huete, 2010):

1. Localización de puntos comunes a la imagen y a la imagen de referencia
2. Cálculo de las funciones de transformación entre las coordenadas de la imagen objetivo y las de referencia, y
3. Transferencia de los valores de píxeles originales a la nueva posición, definida por la transformación previa.

La calidad del ajuste depende del rigor con el que se localicen los puntos de control y de cómo ellos puedan definir los errores geométricos de la imagen. El establecimiento de los puntos de control resulta la fase más crucial del proceso de corrección y la que demanda mayor dedicación humana. Se deben tener en cuenta los siguientes aspectos para la selección de los puntos de control en la corrección imagen-imagen: número de puntos, localización, y distribución.

El número de puntos de control depende de la complejidad geométrica de la imagen. De acuerdo al tipo de zonas, sean planas o rugosas, se utilizan ecuaciones de transformación cuyo grado de polinomio aumenta en la medida que aumenta la complejidad geométrica de la imagen. Cuanto mayor es el grado de la ecuación de transformación, mayor deberá ser el número de puntos de control exigidos para una buena transformación de la imagen (Chuvieco e Huete, 2010).

Los problemas detectados en cuanto a desplazamientos de imágenes han sido mínimos. Por tal motivo, y dadas las dimensiones de las zonas de estudio, se ha tomado un número de puntos de control entre de 10 y 20, y se ha aplicado una transformación lineal del vecino más próximo. La corrección geométrica ha sido realizada mediante la utilización del módulo Georeferencer de QGIS.

5.2.1.2 Corrección radiométrica

Las correcciones radiométricas es el conjunto de técnicas que modifican los niveles digitales ND de información original, con la finalidad de obtener aquellos valores que se tendrían en el caso de una recepción ideal de la señal. Los niveles digitales (ND) son valores enteros que traducen numéricamente la intensidad radiométrica recibida por un sensor óptico-electrónico; también se conoce como *Digital Number* (DN) o *Pixel Value*. Este grupo de técnicas incluyen el tratamiento radiométrico necesario para corregir problemas derivados del mal funcionamiento del sensor, obtención de magnitudes físicas y corrección atmosférica de los datos (Chuvieco, 2010b).

La atmósfera afecta de forma distinta al flujo descendente (radiación solar incidente) y al flujo ascendente (radiación solar reflejada por la superficie y que es captada por el sensor), ya que los espesores de la atmósfera que atraviesan son distintos; a lo anterior, hay que añadir además la radiación difusa de otros objetos vecinos. Los valores de energía que recibe el satélite no son los mismos que salen desde la superficie del suelo o de los objetos de estudio, ya que está afectada por la atmósfera. La corrección de la interferencia ocasionada por la atmósfera ha sido objeto de estudio, y ha pretendido definir una metodología clara y precisa, ya que la capacidad para detectar y cuantificar cambios ambientales de la Tierra depende de que los sensores puedan suministrar mediciones coherentes y calibradas de las coberturas de la superficie de la Tierra a través del tiempo (Chander, Markham e Helder, 2009). La caracterización radiométrica y la calibración de la información es un pre-requisito para la construcción de datos de alta calidad a ser usados en ciencia y, en consecuencia, obtener un nivel de calidad en los productos derivados (Chander, Markham e Helder, 2009; Mor, 2012).

El método utilizado en este trabajo para realizar la corrección radiométrica debida a las interacciones de la atmósfera con los sensores de las imágenes Landsat es el descrito en el compendio publicado por Chander *et al.* (2009): "*Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM⁺, and EO-1 \ ALI sensors*". En este trabajo se reporta el proceso para realizar la corrección atmosférica de las imágenes Landsat en función del tipo de sensor (MSS, TM, ETM⁺). Según estos autores, el

cálculo de la radiancia es el proceso fundamental en la conversión de los datos de imágenes de múltiples sensores y plataformas a una escala común radiométrica con sentido físico. La calibración radiométrica de los sensores MSS, TM y ETM⁺, involucran un re-escalamiento de los valores digitales primarios (Q o ND) transmitidos desde el satélite a valores digitales (Q_{cal}), que tienen la misma escala radiométrica que todas las escenas procesadas en tierra para un periodo específico. Los valores digitales Q_{cal} son los ND que el usuario recibe en productos Landsat de Nivel 1. Durante esta calibración radiométrica “satélite-tierra”, los valores digitales primarios de la imagen no procesada son convertidos a unidades de radiancia espectral absoluta usando cálculos de 32-bits de punto flotante. Los valores de radiancia absoluta son entonces escalados a números de 7-bit (MSS, $Q_{calmax}=127$) y 8-bit (TM y ETM⁺, $Q_{calmax}=255$) que representan los valores de ND. La conversión de Q_{cal} (o ND) en productos de Nivel 1 a la radiancia espectral del sensor (L_λ) requiere el conocimiento del límite superior e inferior de los factores originales de re-escalamiento. Las siguientes ecuaciones son las descritas por Chander *et al.* (2009), para lograr las conversiones en productos de Nivel 1.

$$L_\lambda = \left(\frac{LMAX_\lambda - LMIN_\lambda}{Q_{calmax} - Q_{calmin}} \right) (Q_{cal} - Q_{calmin}) + LMIN_\lambda$$

or

$$L_\lambda = G_{rescale} \times Q_{cal} + B_{rescale}$$

where :

Ecuación 5.1

$$G_{rescale} = \frac{LMAX_\lambda - LMIN_\lambda}{Q_{calmax} - Q_{calmin}}$$

$$B_{rescale} = LMIN_\lambda - \left(\frac{LMAX_\lambda - LMIN_\lambda}{Q_{calmax} - Q_{calmin}} \right) Q_{calmin}$$

Donde:

L_λ es la radiancia espectral en la apertura del sensor [$W / (m^2 \text{ sr } \mu m)$]

Q_{cal} es el valor del pixel calibrado [ND]

Q_{calmin} es el valor mínimo del pixel calibrado correspondiente a $LMIN_\lambda$ [ND]

Q_{calmax} es el valor máximo del pixel calibrado correspondiente a $LMAX_\lambda$ [ND]

$LMIN_\lambda$ es la radiancia espectral en el sensor que es escalado a Q_{calmin} [$W / (m^2 \text{ sr } \mu m)$]

$LMAX_\lambda$ es la radiancia espectral en el sensor que es escalado a Q_{calmax} [$W / (m^2 \text{ sr } \mu m)$]

$G_{rescale}$ es el factor de ganancia de re-escalamiento específico de banda [$(W / (m^2 \text{ sr } \mu m)) / ND$]

$B_{rescale}$ es el factor de sesgo de re-escalamiento específico de banda [$W / (m^2 \text{ sr } \mu m)$]

La información de los valores de los parámetros necesarios para la conversión a unidades de radiancia en el sensor, se presenta en las tablas 1, 2 y 3 del anexo1 (anexo de materiales y métodos) en función del tipo de sensor, dónde las unidades históricamente de radiancia usadas para los sensores MSS y TM han sido modificadas para mantener una consistencia con las unidades del sensor ETM+.

La variabilidad de escena a escena puede reducirse a través de la conversión de valores radiancia espectral en el sensor a valores reflectividad exo-atmosférica TOA (*Top-Of-Atmosphere*). Cuando se comparan imágenes de diferentes sensores, se usan valores de reflectividad en lugar de radiancia, lo que conlleva tres ventajas principales:

- Se remueve el efecto coseno de los diferentes ángulos solares zenit, que es debido a la diferencia temporal entre la adquisición de datos
- La reflectividad TOA compensa los diferentes valores de la irradiancia solar exo-atmosférica resultante a partir las diferencias de banda espectral
- La reflectividad TOA corrige la variación de la distancia Tierra-Sol entre distintas fechas de adquisición de datos.

Las diferencias antes mencionadas pueden ser significativas tanto geográficamente, como temporalmente. La reflectividad TOA de la Tierra se calcula utilizando las siguientes ecuaciones:

$$\rho_{\lambda} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda} \cdot d^2}{ESUN_{\lambda} \cdot \cos \theta_s}$$

Ecuación 5.2

Donde:

ρ_{λ} es la reflectividad planetaria TOA [adimensional]

π es la constante matemática igual a $\sim 3,14159$ [adimensional]

L_{λ} es la radiancia espectral en la apertura del sensor [$W / (m^2 \text{ sr } \mu m)$]

d es distancia Tierra-Sol [unidades astronómicas]

$ESUN_{\lambda}$ es la irradiancia solar exo-atmosférica media [$W / (m^2 \text{ sr } \mu m)$]

θ_s es el ángulo solar zenit [grados]

Es importante tener en cuenta que, el coseno del ángulo solar zenit es igual al seno del ángulo solar de elevación. Igualmente recalcar que muchos programas como Excel usan los valores de ángulos en radianes y no en grados para efectuar sus cálculos, con lo cual es necesario hacer la conversión de grados a radianes que se logra multiplicando los valores angulares en grados por $(\pi/180)$.

Los valores de ángulo de elevación solar de cada centro de escena Landsat se pueden encontrar en los ficheros MTL que se incluyen en los ficheros comprimidos correspondientes a cada escena Landsat.

Los valores de distancia Tierra-Sol en función del día de adquisición de la información, tomada del compendio realizado por Chander *et al.* (2009), se presentan en la tabla 4 del anexo 1 de materiales y métodos.

La conversión de valores de ND a reflectividad ha sido realizada mediante la implementación de las ecuaciones en una hoja de cálculo, en la que se incorporan los distintos valores de los parámetros de conversión, posteriormente esta ecuación de corrección radiométrica se realiza como una operación de capas ráster en un programa de SIG.

5.2.2. Determinación de superficies de lámina de agua en humedales

La determinación de superficies de lámina de agua ha sido realizada mediante la utilización de dos índices espectrales. El primero ha sido uno de los más utilizados en seguimiento de lagos y cuerpos de agua, y es el índice espectral NDWI (Mcfeeters, 1996); el segundo es el índice MNDWI (Xu, 2006), que ha sido incluido en este estudio por su creciente uso en los últimos años y su validación de resultados (Fang-Fang *et al.*, 2011b). Por otra parte, la serie histórica de imágenes incluida en este estudio incluye la utilización de varios sensores, los cuales no cubren los mismos rangos de información espectral; y es por este motivo que se resultó interesante probar las formulaciones de los índices en la determinación de superficies de lámina de agua.

El índice (Mcfeeters, 1996) utiliza las bandas correspondientes a los rangos espectrales del Verde y del Infrarrojo cercano, presentes en imágenes de tres de los tres tipos de sensores incluidos en este trabajo MSS, TM y ETM⁺; mientras que el índice de MNDWI (Xu, 2006) utiliza las bandas correspondientes a los rangos espectrales del Verde y del Infrarrojo medio, presentes en imágenes de dos de los tres tipos de sensores incluidos en este trabajo TM y ETM⁺. La tabla 5.3 presenta las bandas espectrales disponibles por cada uno de los sensores.

Tabla 5.3. Bandas espectrales disponibles de sensores

Sensor	Azul (0.4-0.5µm)	Verde (0.5-0.6 µm)	Rojo (0.6-0.7 µm)	NIR (0.7-1.3 µm)	MIR (1.3-8 µm)
MSS Landsat 1-3	-	Band 4	Band 5	Band 6, Band 7	-
MSS Landsat 4-5	-	Band 1	Band 2	Band 3, Band 4	-
TM Landsat 4-5	Band 1	Band 2	Band 3	Band 4	Band 5, Band 7
ETM+ Landsat 7	Band 1	Band 2	Band 3	Band 4	Band 5, Band 7

Fuente: USGS (2015)

El índice NDWI de McFeeters (Mcfeeters, 1996) fue diseñado con el fin de: (1) maximizar la reflectividad usual del agua en longitudes de onda del verde; (2) minimizar la baja reflectividad del infrarrojo próximo de los cuerpos de agua; y (3) tomar ventaja de la alta reflectividad en el infrarrojo próximo de la vegetación y del suelo. Como resultado, las superficies de lámina de agua tienen valores positivos y son de esta forma aumentados, mientras la vegetación y el suelo tienen usualmente valores de cero o negativos y entonces suprimidos (Mcfeeters, 1996). La formulación del índice NDWI de McFeeter (1996) se muestra a continuación:

$$NDWI = (Green - IRC) / (Green + IRC) \quad \text{Ecuación 5.3}$$

Donde:

Green es la banda verde del espectro visible

IRC es la banda en el infrarrojo cercano

La utilización del índice NDWI requiere de una selección previa de las imágenes para evitar interferencias en los resultados ocasionados por sombras de estructuras y nubes, en la determinación de superficies de lámina de agua (Gautam *et al.*, 2015). La selección de bandas espectrales adecuadas, que intervienen en la ecuación del índice NDWI, se ha realizado en función del sensor.

El resultado de la aplicación de la formulación del índice espectral NDWI que se obtuvo es una banda virtual ráster de valores reales en cada píxel. A esta banda o capa ráster ha de aplicarse un valor umbral que permita la diferenciación de las superficies de lámina de agua de otras coberturas. El valor umbral aplicado a la imagen de valores de NDWI se determina de forma experimental, aunque estudios coinciden en la utilización de 0,3 como valor umbral (Ji, Zhang e Wylie, 2009; Fang-Fang *et al.*, 2011b; Mcfeeters, 2013; Gautam *et al.*, 2015).

La formulación del índice MNDWI de Xu (2006) propone la sustitución de la banda IRC por la banda del Infrarrojo medio (IRM) en la ecuación del índice NDWI. Esta propuesta se justifica, ya que la diferencia entre la banda del verde y el IRM es mayor puesto que al agua refleja mucho menos energía en la banda del IRM que en la del IRC, lo que finalmente realza los valores de los píxeles que corresponden al agua. De esta forma la formulación del índice espectral MNDWI queda de la siguiente manera.

$$MNDWI = (Green - IRM) / (Green + IRM) \quad \text{Ecuación 5.4}$$

Donde:

Green es la banda verde del espectro visible

IRM es la banda en el infrarrojo medio

La determinación de superficies de lámina de agua a partir del índice MNDWI requiere la aplicación igualmente de un valor umbral que permita diferenciar las superficies de

agua de otro tipo de coberturas. El valor umbral de 0,3 ha resultado ser apropiado para la identificación de superficies de lámina de agua, permitiendo la eliminación del “ruido” causado por sombras de nubes y de relieve (Gautam *et al.*, 2015; Lozano Arango *et al.*, 2015).

El valor de la superficie de lámina de agua se determina una vez aplicado el umbral a los índices espectrales. La aplicación del umbral clasifica la imagen diferenciando lo que es agua de lo que no lo es, obteniéndose el número de píxeles por imagen clasificados como agua. Conocido el tamaño de píxel de las imágenes Landsat (30x30 m) y el número de píxeles clasificados como agua se calcula la superficie de la lámina de agua identificada por imagen.

5.2.3. Determinación de curvas de llenado

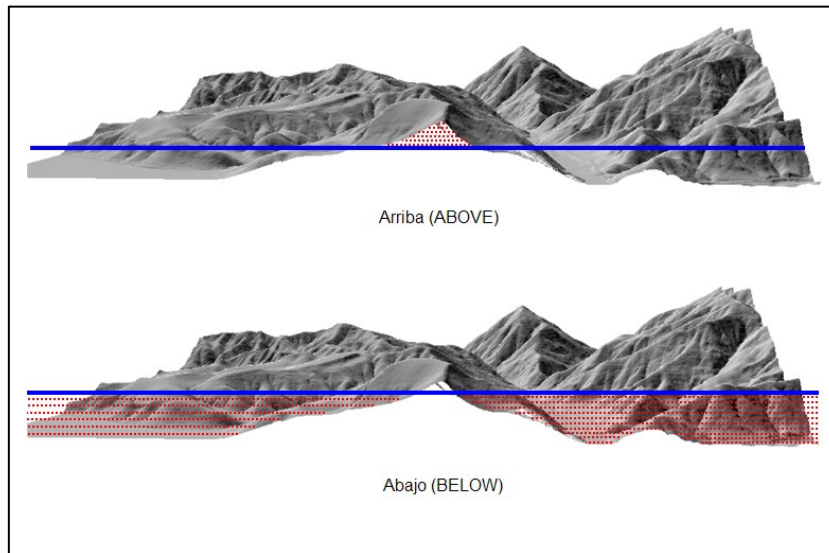
Las curvas de llenado (o de vaciado de humedales) son curvas que permiten conocer los volúmenes y superficies de agua en función de la altura del agua, o nivel de lámina de agua. Las curvas de llenado se obtienen con levantamientos topográficos de detalle.

El uso de MDT-LiDAR del PNOA, correspondientes a cada uno de los casos de estudio, ha permitido la construcción de las curvas de llenado de los humedales caso de estudio. La utilización de algoritmos SIG de superficie-volumen, como el de ArcGIS, ha sido eficiente en el cálculo de volúmenes.

El presente trabajo emplea este algoritmo suponiendo planos de corte que corresponden a niveles de lámina de agua teóricos. El algoritmo funciona con dos datos de entrada, el primero es el MDT y el segundo los niveles teóricos de lámina de agua, que constituyen los planos de corte.

El algoritmo permite calcular la superficie resultante de la intersección del plano, cuya altura corresponde al nivel de la lámina de agua teórica introducida, con el relieve que es dado por el MDT. También permite calcular el volumen que se crea entre el plano y el MDT, ya sea por encima o por debajo de ese plano. En el caso del volumen de agua la opción correspondería a calcular la superficie por abajo del plano de corte, que se supone es la superficie de lámina de agua (fig. 5.16). Este método permite obtener información tabular de nivel-superficie-volumen que constituyen en definitiva las curvas de llenado.

Las curvas de llenado obtenidas mediante este método tienen un valor de fondo relativo a la lámina de agua presente en el momento de la captura de la información LiDAR y por tanto no constituyen una curva de llenado absoluta. Sin embargo dada la calidad de la información actual de los MDT-LiDAR del PNOA y el creciente acceso a tecnologías como son los drones LiDAR, o estaciones fijas, se ha decidido valorar la eficiencia de la obtención de curvas de llenado mediante este método, siendo conscientes de la limitación anteriormente descrita.



Fuente: ArcGis version 9.3 (2015)

Figura 5.16. Modelos Digitales de Terreno para la determinación de curvas de llenado

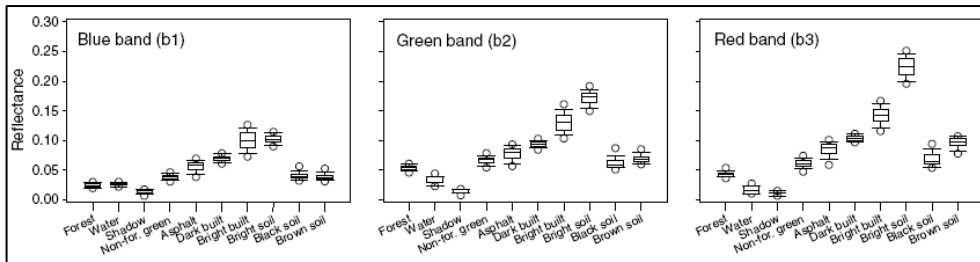
5.2.4. Validación de resultados y metodologías

La validación de los resultados ha supuesto un gran reto, ya que la existencia de datos de superficie de lámina de agua determinada directamente sobre el terreno no se realiza de forma sistemática en los sitios o no es de fácil consecución. En vista de lo anterior, la validación ha sido abordada en dos etapas.

La primera de las etapas de validación corresponde a una validación sobre la metodología para la determinación de superficies de lámina de agua mediante técnicas de tele-detección. Esta validación ha sido realizada mediante la comparación de los resultados obtenidos por el índice MNDWI y el índice NDWI y la interpretación visual de las imágenes. Este método de validación es factible y aunque carece de rigor científico resulta ser el más utilizado (Dominguez-Gómez, 1997; Chuvieco, 2010b; Gautam *et al.*, 2015). La validación comprueba las ventajas de un índice respecto al otro empleando el análisis visual y cuantitativo de los resultados en la mayoría de los casos de estudio.

La interpretación visual se fundamenta en la reflectividad que ofrecen cada una de las coberturas o categoría que pueden identificarse en la superficie (Chuvieco, 2010b). La figura mostrada a continuación (fig.5.17) muestra la variabilidad de la reflectividad de varias categorías de superficies en cada una de las bandas usadas para realizar una composición en color verdadero (R,G,B → banda3, banda2, banda1) tomada de un

estudio sobre métodos comparativos de identificación de superficies de lámina de agua (Feyisa *et al.*, 2014).



Fuente: Feyisa *et al.* (2014)

Figura 5.17. Distribución de la reflectividad de píxeles puros de los principales tipos de cobertura agua (Feyisa *et al.*, 2014).

La categoría de sombras (relieve, nubes o estructuras) en superficie tiene valores de reflectividad muy cercanos al agua, y es por esto que las sombras son el principal inconveniente cuando se trata de determinar superficies de lámina de agua mediante técnicas de teledetección.

La interpretación visual de composición RGB de las imágenes y el conocimiento del medio pueden ayudar en la validación de los resultados de forma cualitativa, pero no cuantitativa. Para validar cuantitativamente los resultados de la distribución espacial de las superficies de lámina de agua es necesario usar otra fuente de información espacial que registre la extensión de la superficie inundada.

Inicialmente se planteó utilizar ortofotografías para realizar una validación de la distribución espacial de la inundación o de la lámina de agua, pero el método se descartó. Las ortofotos del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), consultadas en este estudio para ser utilizadas como fuente de información en la validación de resultados, no tienen una fecha precisa de captura. Las ortofotos, a las que se puede acceder desde el sitio del Instituto Geográfico Nacional (IGN), corresponden a mosaicos de ortofotos más pequeñas, que a su vez están producidas por procesamientos fotogramétricos de varios fotogramas aéreos. Estos fotogramas pueden o no, haber sido tomados del mismo día. La planificación y ejecución de vuelos para la captura de fotogramas aéreos se realiza bajo determinadas condiciones de luz, de plazos, de sombras, de nubes, climatología, de permisos de vuelo, entre otros. Es necesario que se cumplan todas estas condiciones para realizar el vuelo. Ante situaciones adversas, es posible también que la planificación del vuelo se vea afectada por horas de sol o climatología, en cuyo caso, la captura de los fotogramas aéreos sufre un desplazamiento temporal que pueden ser de días, semanas o hasta meses. Por tanto, cada trozo de ortofotos (16 o 64 por hojas del MTN50) puede estar formado por píxeles procedentes de fotogramas de distinto día, y por tanto el mosaico MTN50 puede tener diversas fechas. Así, una extensión como un

MTN50 está formada por píxeles de cientos de fotogramas. En consecuencia, es difícil que todos sean, al menos, del mismo día. De esta forma, en los metadatos de las ortofotos vigentes se indica, en el mejor de los casos, el mes. No obstante, el IGN realiza certificaciones/ampliaciones con la fecha exacta (si se conoce) de fotogramas, no de ortofoto; lo que es muy usual para temas legales (Rodríguez Borreguero, 2015). En la actualidad, según Rodríguez, el IGN trabaja para que el catálogo de fotogramas (en los que existe una fecha precisa) esté disponible.

La segunda etapa se ha dedicado a la validación de los resultados y de la metodología de forma global. En esta etapa, los resultados de superficies de lámina de agua obtenidos mediante teledetección para una fecha concreta, que corresponde a la fecha de la imagen, se han utilizado para determinar los niveles de lámina de agua empleando las curvas de llenado de los humedales, obtenidas a partir de los MDT generados mediante teledetección LiDAR y la metodología superficie-volumen. Estos niveles de lámina de agua obtenidos mediante todas de teledetección conjuntas (imágenes Landsat y MDT-LiDAR) se analizan y comparan con datos de niveles de lámina de agua medidos *in situ*; de esta forma se realiza una validación conjunta de toda la metodología empleada a través de sus resultados.

La validación de los resultados y de la metodología global, tal como se ha indicado en los párrafos anteriores se presenta en el Capítulo 7. Alcance metodológico.

Capítulo 6

Resultados

La cantidad de información de imágenes tratada ha sido extensa, por tal motivo se ha realizado una selección de imágenes y periodos con el fin de ilustrar el resultado de los distintos procesos de la metodología aplicados en los casos de estudio.

Los resultados para cada uno de los casos de estudio se presentan de la siguiente forma: ejemplos de resultado de corrección radiométrica, obtención de índices radiométricos para la obtención de superficies de lámina de agua (MNDWI y NDWI), comparación de resultados obtenidos mediante los índices radiométricos, obtención de curvas de llenado mediante la utilización de modelos digitales de terreno (MDT), determinación de series históricas de volúmenes-superficies-niveles, resúmenes de volúmenes-superficies medios mensuales.

6.1. Laguna de Fuente de Piedra

La imagen “LM12170341972235XXX01”, correspondiente a la misión Landsat 1 MSS de fecha 1972 estaba desplazada y por tanto ha sido corregida geoméricamente.

Las correcciones radiométricas se han realizado sobre un total de 222 bandas (bandas del azul, verde, rojo, infrarrojo cercano e infrarrojo medio), y que corresponden a 46 imágenes. Se ha descartado una imagen debido a problemas de líneas de datos inválidos (*gaps o strip lines*) causado por deficiencia del instrumento de corrección de líneas de barrido SLC (*Scan Line Corrector*) en el sensor.

Una selección de bandas del infrarrojo cercano corregidas radiométricamente, ordenadas por fecha, se presenta a continuación de forma ilustrativa en la figura 6.1. Las imágenes de esta figura corresponden al año 2000 que fue el que mejor distribución de la información presentaba. El contorno de la laguna de Fuente de Piedra se muestra como una línea roja en la figura; este contorno corresponde a la información disponible del Sistema de Información del Agua (SIA) (Magrama, 2015).

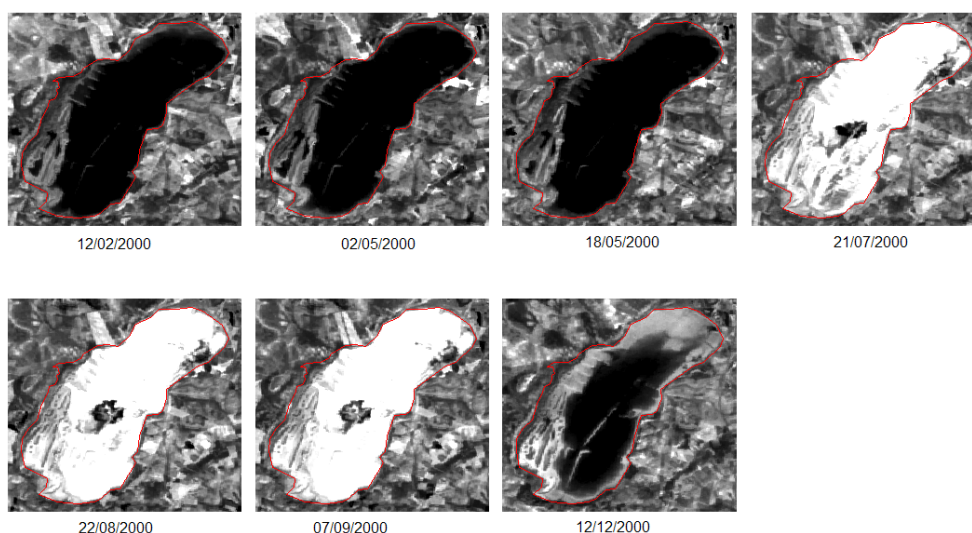


Figura 6.1. Bandas del infrarrojo corregidas radiométricamente de imágenes disponibles para la laguna de Fuente de Piedra durante el año 2000. Landsat 7 ETM⁺ banda4

Corregidas radiométricamente las bandas del verde y del infrarrojo medio de las imágenes Landsat 4TM, Landsat 5 TM y Landsat 7 ETM⁺, se obtuvieron las bandas de valores del índice MNDWI, propuesto por Xu (Xu, 2006). El número de rásters de valores de índice MNDWI obtenidos ha sido de 38.

La determinación de superficies de lámina de agua a partir del índice MNDWI requiere la aplicación de un valor umbral que permite diferenciar las superficies de agua de otro tipo de coberturas y la eliminación de ruido causado por otro tipo de cuberturas. Según varios autores el valor umbral de 0,3 ha resultado ser idóneo en la identificación de superficies de lámina de agua y apropiado en la eliminación de “ruido” causado por sombras de nubes (Gautam *et al.*, 2015; Lozano Arango *et al.*, 2015). Las figuras 6.2 y 6.3 presentan la composición en color verdadero (R, G, B → Banda3, Banda2, Banda1) y las superficies de lámina de agua obtenidas con la aplicación de distintos valores umbral en torno a 0,3 al índice MNDWI, en las imágenes del año 2000.

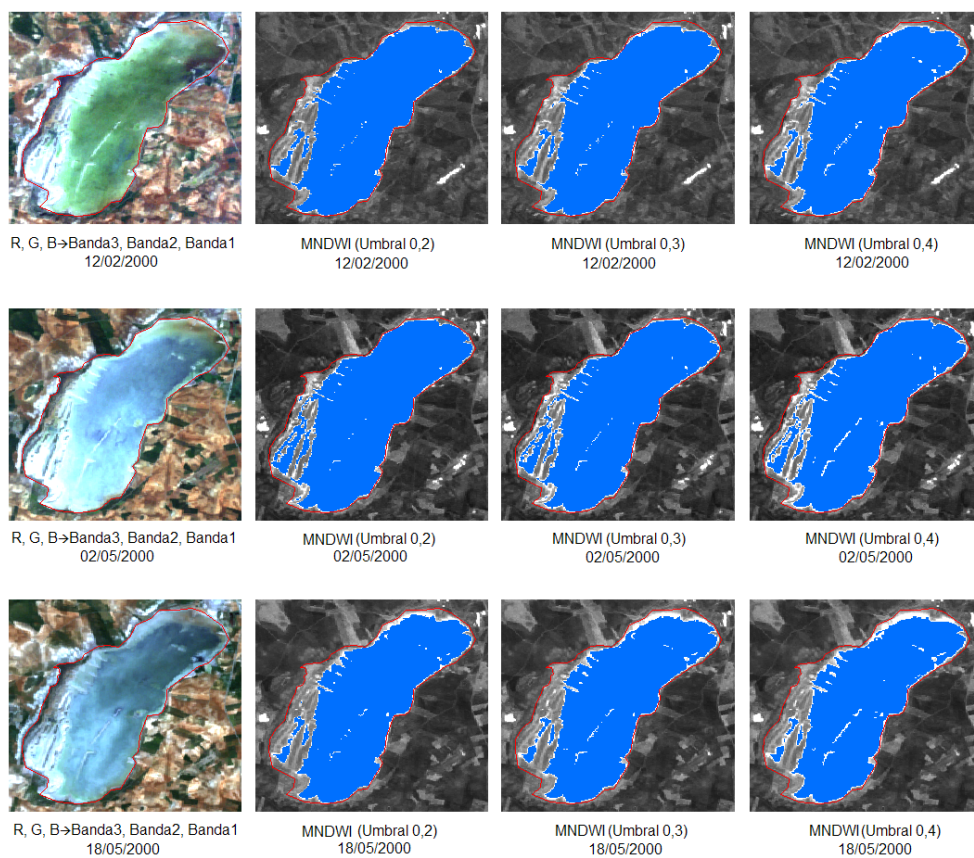


Figura 6.2. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Fuente de Piedra en línea roja

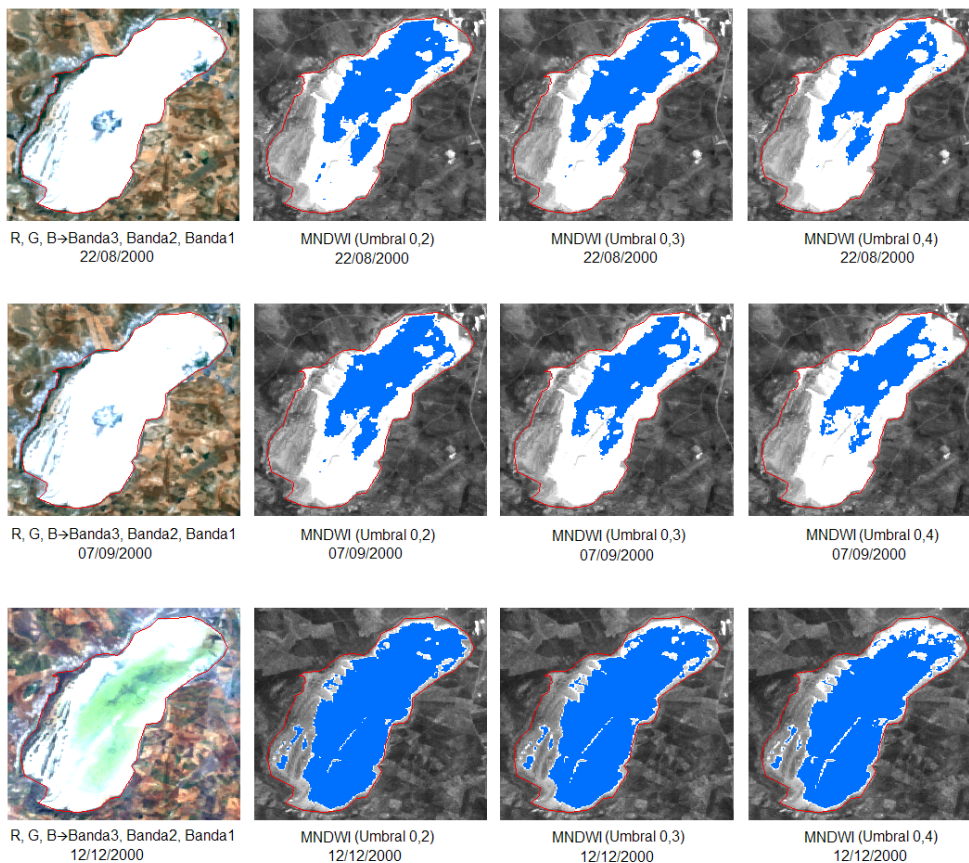


Figura 6.3. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Fuente de Piedra en línea roja (continuación)

La inspección visual de las imágenes de composición RGB y las correspondientes imágenes de aplicación de umbral ha permitido constatar que el valor de umbral de mejor resultado para la obtención de superficies de lámina de agua corresponde al valor de 0,3. De forma clara esto se puede apreciar en la imagen de febrero (12/02/2000) y en las imágenes de mayo (02/05/2000 y 18/05/2000).

Los resultados obtenidos de la aplicación de los distintos umbrales al índice MNDWI muestran superficies de lámina de agua en las imágenes, con una disminución en los meses de julio (21/07/2000), agosto (22/08/2000) y septiembre (07/09/2000) como se ha observado en las figuras 6.2 y 6.3.

Los resultados obtenidos de superficie de lámina de agua mediante el índice espectral MNDWI y la aplicación de distintos umbral se presenta en la Tabla 1 del anexo 2. Los

resultados de valores de superficie para los umbrales 0,2 y 0,3 de la imagen de fecha 11/08/1987 tienen una diferencia significativa, 4 veces menor, en comparación con el resto de valores obtenidos. Esta misma situación se ha presentado para la imagen de fecha 24/09/2003, donde la superficie determinada por los mismos dos umbrales es de más del doble.

Los resultados de valores de superficie mencionados para las imágenes de fechas 11/08/1987 y 24/09/2003 difieren como consecuencia de la nubosidad presente en esta fecha (fig. 6.4). La aplicación del valor umbral de 0,3 ha conseguido filtrar el efecto de la sombra de nubes, en la determinación de superficies de lámina de agua mediante MNDWI. El resultado de superficies de lámina de agua de identificadas en estas imágenes se han descartado, ante la incertidumbre generada por la presencia de nubes.

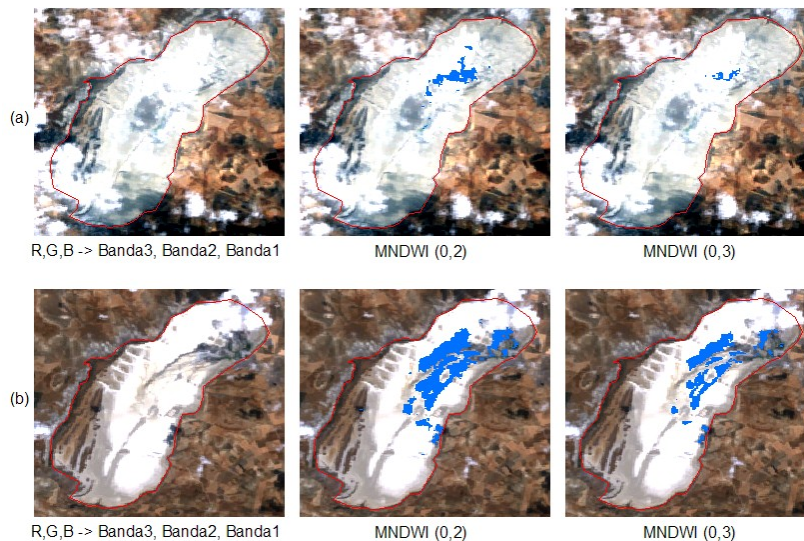


Figura 6.4. Diferencia significativa entre superficies determinadas mediante la aplicación de distintos valores umbral (0,3 y 0,2) al MNDWI, causadas por sombra de nubes. (a) imagen de fecha 11/08/1987; (b) imagen de fecha 24/09/2003. Fuente de Piedra

Las bandas del verde y del infrarrojo cercano corregidas radiométricamente de las imágenes se utilizaron para obtener las bandas de valores del índice NDWI, de acuerdo a la formulación propuesta por McFeeters (Mcfeeters, 1996). El número de rásters de valores de índice NDWI obtenido ha sido de 46. Para determinar superficies de lámina de agua a partir del índice NDWI, se realiza igualmente la aplicación de un valor umbral que permita diferenciar las superficies de agua de otro tipo de coberturas. Las figuras 6.5, y 6.6 presentan las superficies de lámina de agua obtenidas con la aplicación de algunos de distintos valores umbral.

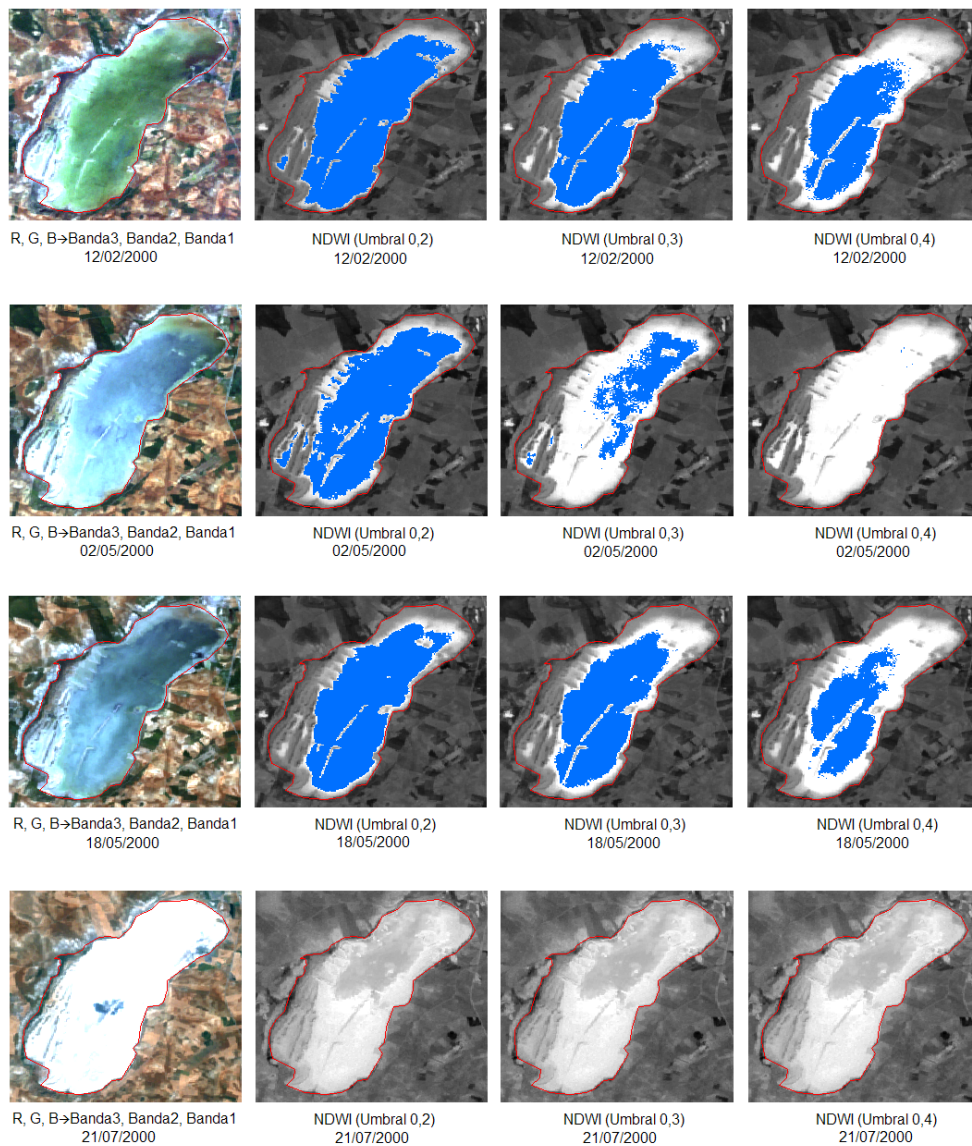


Figura 6.5. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Fuente de Piedra en línea roja

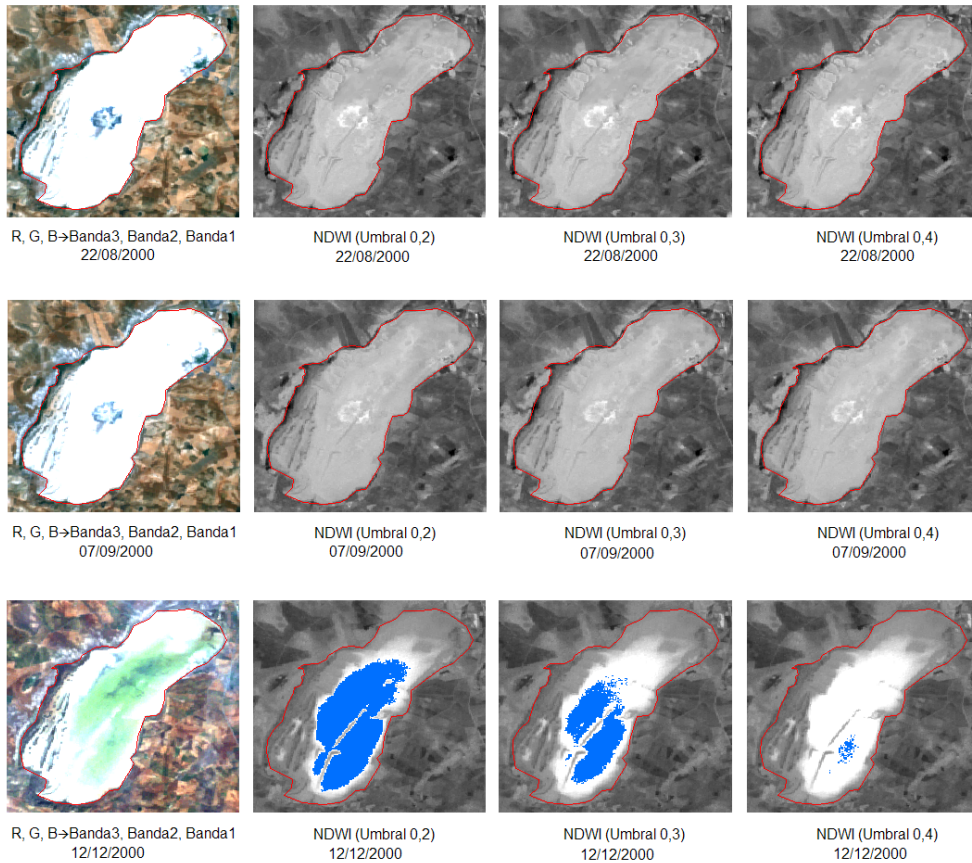


Figura 6.6. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Fuente de Piedra en línea roja (continuación)

Los resultados obtenidos de la aplicación de los distintos umbrales al índice NDWI muestran que no se detectan superficies de lámina de agua en las imágenes de los meses de julio (21/07/2000), agosto (22/08/2000) y septiembre (07/09/2000) como se ha observado en las figuras 6.5 y 6.6.

La inspección visual de las imágenes de las figuras anteriores (figs. 6.5 y 6.6), permite entrever que los valores de umbral correspondientes a 0,2 y 0,3 podrían ser usados para la identificación de superficies de lámina de agua. En la tabla 2 del anexo 2 se presentan los resultados obtenidos de superficie de lámina de agua inundada mediante la aplicación de distintos umbrales al índice espectral NDWI.

Los resultados de la aplicación del índice NDWI para los años de 1972 y 1973, que corresponden a imágenes de misiones Landsat 1 MSS, no aportaron un valor numérico

válido debido a la resolución radiométrica de las imágenes. Se decidió este grupo de imágenes.

Los resultados obtenidos anteriormente muestran que el índice MNDWI es capaz de identificar superficies de lámina de agua en más cantidad de imágenes (38 fechas) en comparación con el índice NDWI (22 fechas). Esto implica una pérdida de información de más del 40%.

Las diferencias entre los resultados obtenidos de los índices MNDWI y NDWI principalmente durante los meses de julio, agosto y septiembre de las imágenes del año 2000, se explican mediante la presentación de las bandas del infrarrojo cercano (IRC) y medio (IRM) de las imágenes. Las bandas del infrarrojo cercano y medio se presentan en las figuras 6.7, 6.8 y 6.9. Para cada una de las fechas correspondientes, se presenta las composiciones en color verdadero (R, G, B → Banda3, Banda2, Banda1) y falso color infrarrojo (R, G, B → Banda4, Banda2, Banda1).

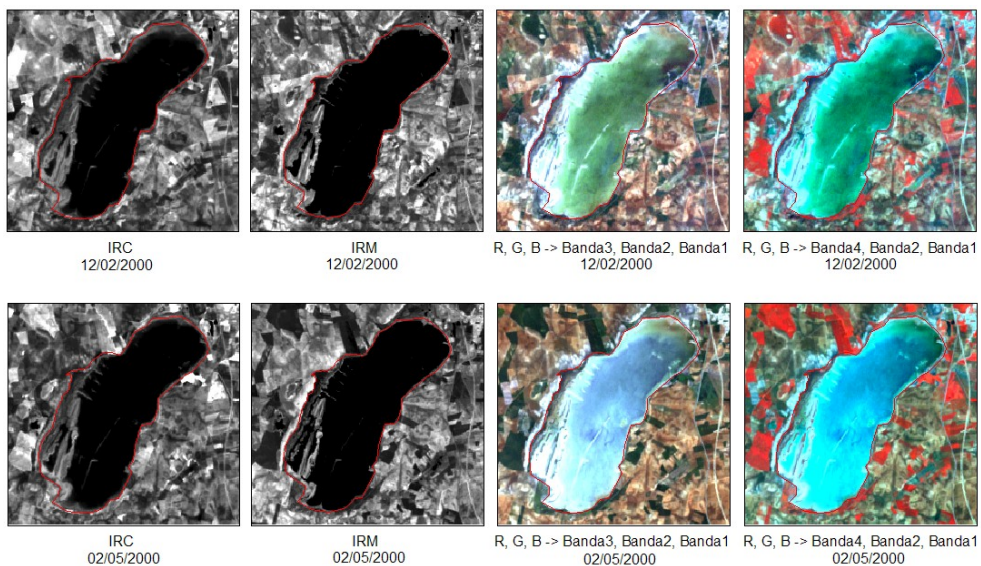


Figura 6.7. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color para la laguna de Fuente de Piedra

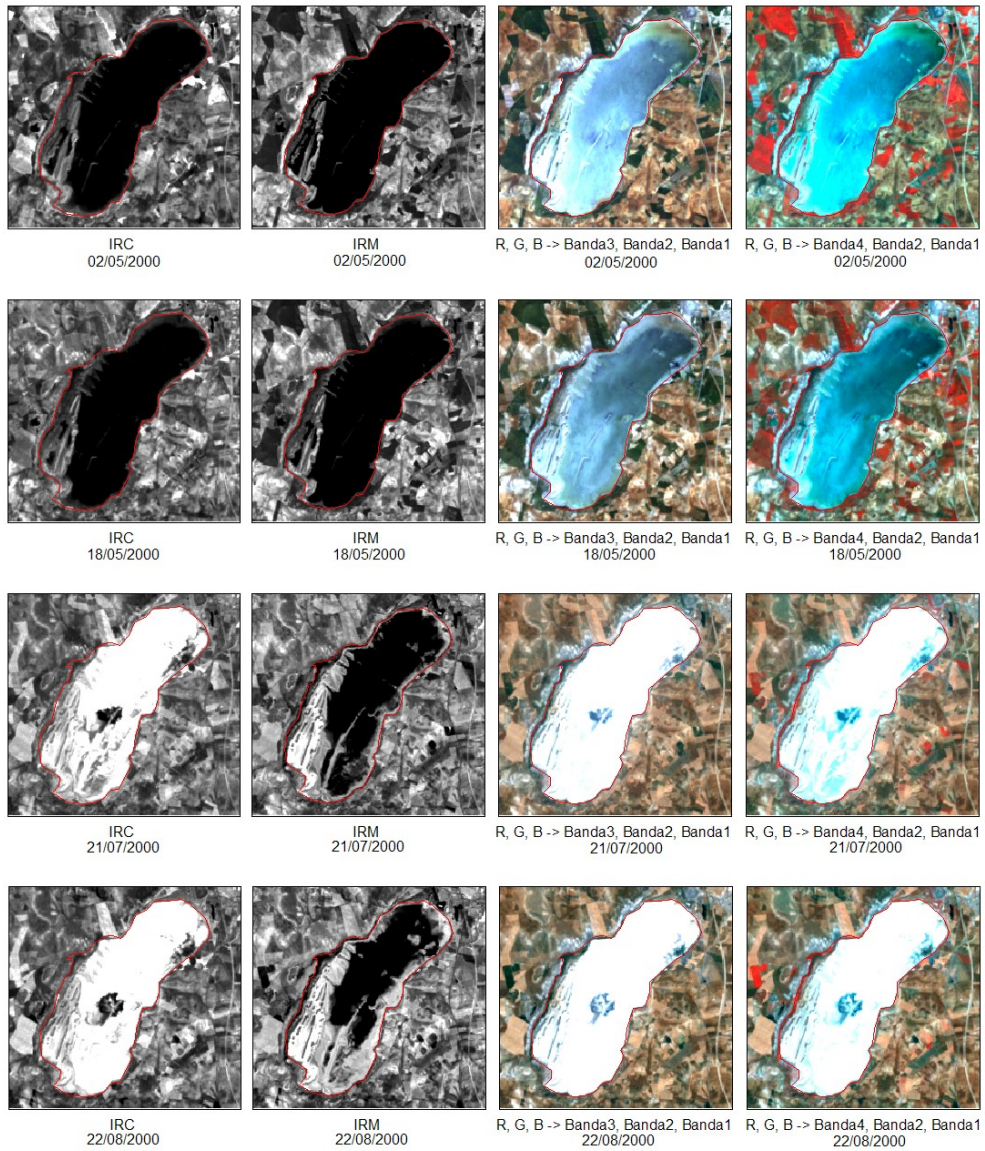


Figura 6.8. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color para Fuente de Piedra (continuación)

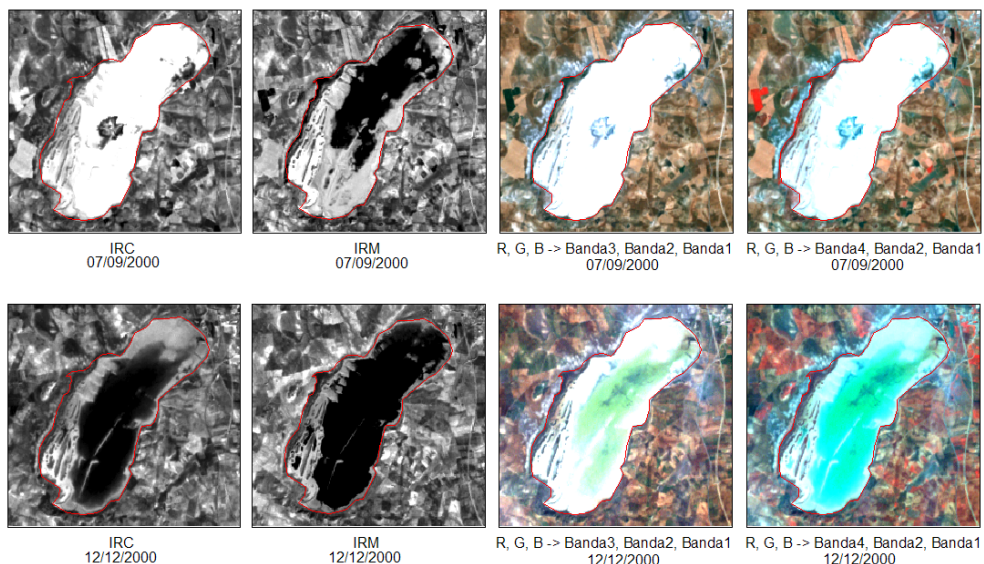


Figura 6.9. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color para Fuente de Piedra (continuación)

Las composiciones en color (figs. 6.7, 6.8 y 6.9) y la banda IRC permiten identificar visualmente superficies de lámina de agua en las imágenes de febrero, mayo y diciembre. Por el contrario, no se identifica de forma clara una superficie de agua en las imágenes correspondientes a los meses de julio (21/07/2000), agosto (22/08/2000) y septiembre (07/09/2000); lo puede estar ocasionado por el carácter salobre de la laguna. La banda del IRM presenta una fuerte absorción de energía, lo que indica la existencia de una lámina de agua probablemente somera.

Los resultados coinciden con los registros de niveles de agua obtenidos del limnógrafo de la laguna de Fuente de Piedra. Examinando la información disponible del año 2000, se comprueba que durante los meses de julio a octubre los niveles registrados han sido mínimos (fig. 6.10). Las superficies de lámina de agua determinadas en los meses de julio, agosto y septiembre mediante el análisis de la banda del infrarrojo, también concuerdan con la información registrada por el limnógrafo de la laguna de Fuente de Piedra.

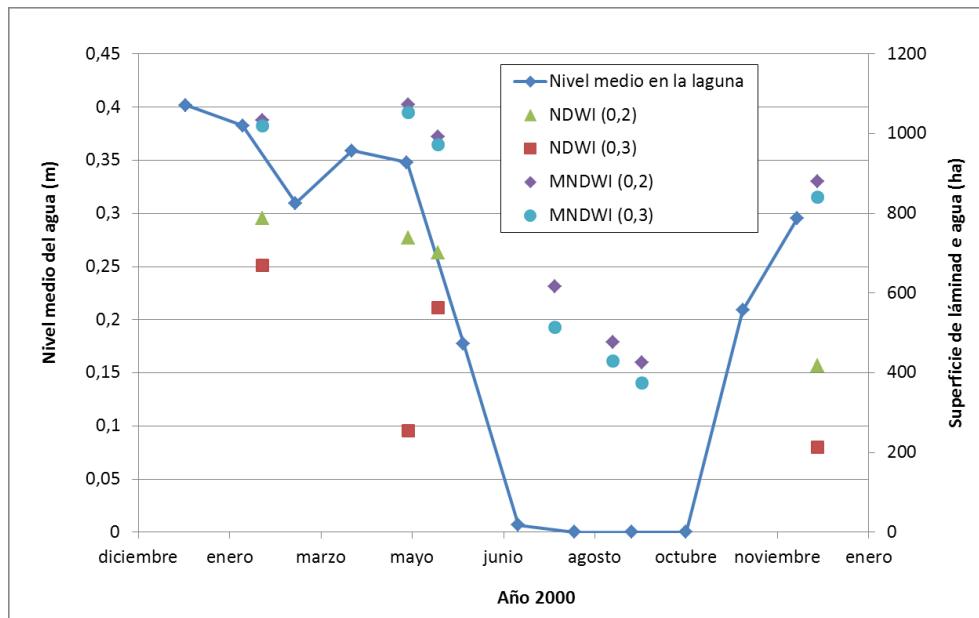


Figura 6.10. Nivel medio mensual a partir de la información de limnógrafo disponible y superficies de lámina de agua determinadas mediante NDWI y MNDWI (varios umbrales) en laguna de Fuente de Piedra. Fuente: Sánchez (2015)

El índice MNDWI ofrece mejores resultados en la determinación de superficies de lámina de agua, pero sólo es aplicable a imágenes que incluyen una banda en el rango del infrarrojo medio, esto es, imágenes obtenidas a partir de las misiones Landsat 4TM.

Las imágenes obtenidas en misiones Landsat anteriores (Landsat 1-3 MSS, Landsat 4-5 MSS) sólo disponen de una banda en el rango del infrarrojo cercano (0.8-1.1 μ m), y para ellas es aplicable el NDWI para la determinación de superficies de lámina de agua. Para obtener el valor umbral más indicado a aplicar con el fin de diferenciar las superficies de agua de otras coberturas, se ha realizado un análisis comparativo con el MNDWI en las fechas comunes de imágenes para las que se ha podido calcular tanto el MNDWI como el NDWI.

El análisis comparativo de los resultados de MNDWI y NDWI, con el fin de obtener el valor umbral adecuado a aplicar al NDWI, se ha realizado tomando como referencia las superficies obtenidas mediante el MNDWI y con valor umbral aplicado de 0,3, ante los resultados expuestos para este índice. Visualmente se han comparado estos resultados para el grupo de imágenes en las que se identifica una superficie de lámina de agua durante el año 2000 (fig. 6.11).



Figura 6.11. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI y NDWI (varios umbrales) en laguna de Fuente de Piedra

El gráfico de doubles valores de superficies (fig. 6.12), elaborado con información de superficies obtenidas mediante el índice MNDWI (0,3) y el NDWI con la aplicación de distintos umbrales, ha permitido realizar un análisis visual de los valores. En esta figura, se observa la comparación de los valores de superficie de lámina de agua obtenidos mediante el MNDWI (0,3) (SLA_{MNDWI}) y los valores obtenidos mediante el índice espectral NDWI (SLA_{NDWI}). La línea $SLA_{MNDWI} = SLA_{NDWI}$ permite el análisis comparativo de valores. Cuando los valores de SLA_{MNDWI} son cercanos a los de SLA_{NDWI} , el punto formado a partir de esta pareja de valores estará más cerca a la línea de iguales valores. Del gráfico, el valor umbral que es superior a 0, es para el que se obtiene una superficie de lámina de agua con mayor precisión. Los puntos por debajo de la línea indican que los valores obtenidos mediante NDWI son siempre mayores que los de referencia (MNDWI (0,3)).

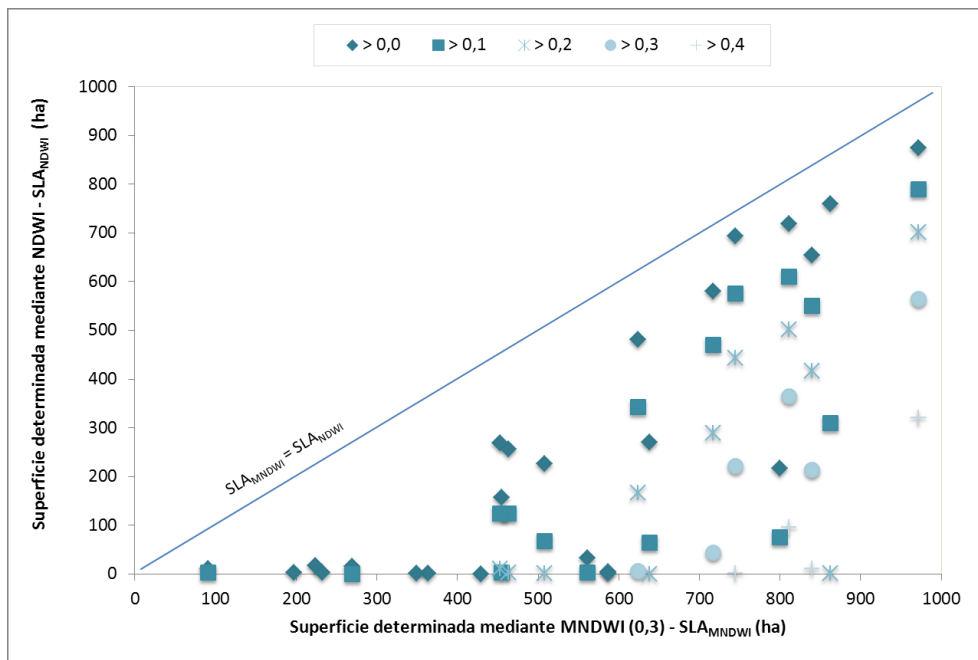


Figura 6.12. Gráfico de doubles valores. Superficies MNDWI (0,3) – Superficies NDWI (varios umbrales). Laguna de Fuente de Piedra

El resultado del análisis comparativo entre los valores de superficie de lámina de agua determinada mediante MNDWI (umbral 0,3) y NDWI (distintos umbrales), muestra que el umbral de 0 aplicado al índice NDWI presenta mejores resultados. Los coeficientes de correlación confirman lo antes mencionado (tabla 6.1). El valor umbral de 0 aplicado al índice NDWI con el fin de diferenciar las superficies de lámina de agua, presenta el valor más alto de correlación. De acuerdo a lo anterior y al análisis visual,

el valor umbral de cero resulta el más adecuado para la identificación de láminas de agua de acuerdo a la comparación con el índice MNDWI (0,3).

Tabla 6.1. Coeficientes de correlación entre MNDWI (0,3) y NDWI (varios umbrales). Fuente de Piedra

Estadístico	NDWI				
	> 0,0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
Coefficiente de correlación	0,93	0,88	0,76	0,39	0,17
Coefficiente R2	0,87	0,77	0,59	0,15	0,03

De esta forma, la identificación de las superficies de lámina de agua se ha efectuado con el índice MNDWI (0,3) para las imágenes que dispongan de información del infrarrojo medio, y con el índice NDWI (0) para aquellas imágenes de las que se disponga sólo de información del infrarrojo cercano. La tabla 3 del anexo 2 presenta los resultados superficie de lámina de agua mediante la aplicación de NDWI (0) y de MNDWI (0,3).

El modelo digital de terreno (MDT) del Plan Nacional Ortofotografía Aérea (Pnoa, 2015) en la laguna de Fuente Piedra, ha permitido obtener los valores de cota de nivel máximo y mínimos de la laguna de Fuente de Piedra y representar las variaciones de nivel de la laguna. Los valores mínimos y máximos de cota de nivel según el MDT al interior de la cubeta de laguna varían entre 406,9 y 415,7 m s.n.m. (fig. 6.13)

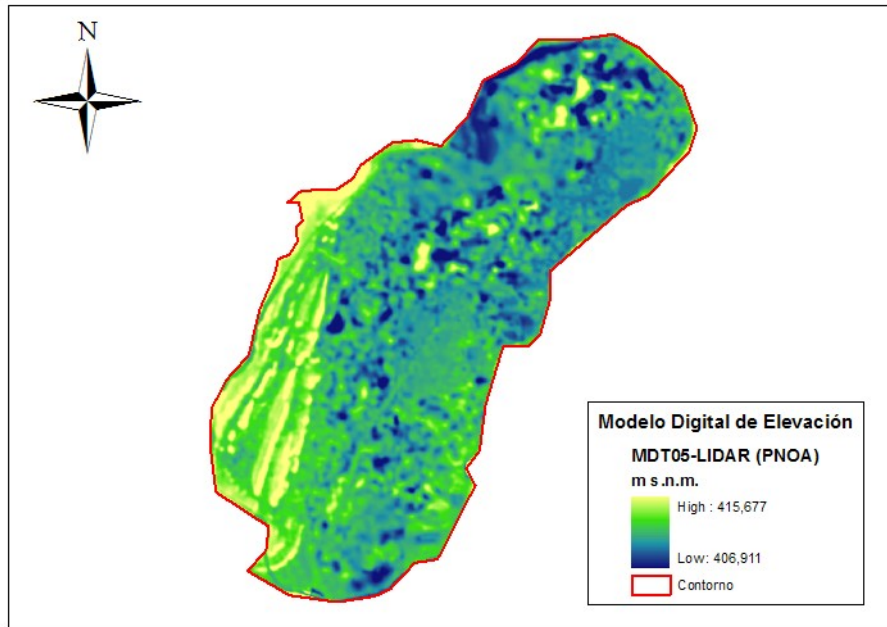


Figura 6.13. Modelo digital de terreno (MDT) del PNOA para el humedal laguna de Fuente de Piedra

El MDT ha permitido, determinar las curvas que relacionan los niveles de alturas teóricas de la lámina de agua con sus correspondientes superficies de inundación y el volumen ocupado por el agua, estas curvas son las denominadas curvas de llenado. Estos valores han sido obtenidos mediante módulo de ArcGIS de superficie-volumen, para el que se ha usado como *inputs* valores de cota con variación de 5 cm en altura (esto corresponde a niveles teóricos de lámina de agua). Los resultados de este proceso se presentan en la tabla 4 del anexo 2.

Gráficamente estos resultados anteriores (tabla 4 del anexo 2) se han representado con el fin de visualizar relaciones entre los parámetros Nivel, Superficie y Volumen obtenidos a partir del MDT de PNOA. Las curvas de relaciones obtenidas se presentan en la figura 6.14.

A partir de la curva de llenado, puede restituirse la información de valores de cota de nivel de agua correspondientes a las superficies de lámina de agua determinadas mediante la aplicación de los índices MNDWI y NDWI. Para ello se ha realizado una interpolación empleando los valores de puntos Nivel-Superficie-Volumen (fig. 6.15).

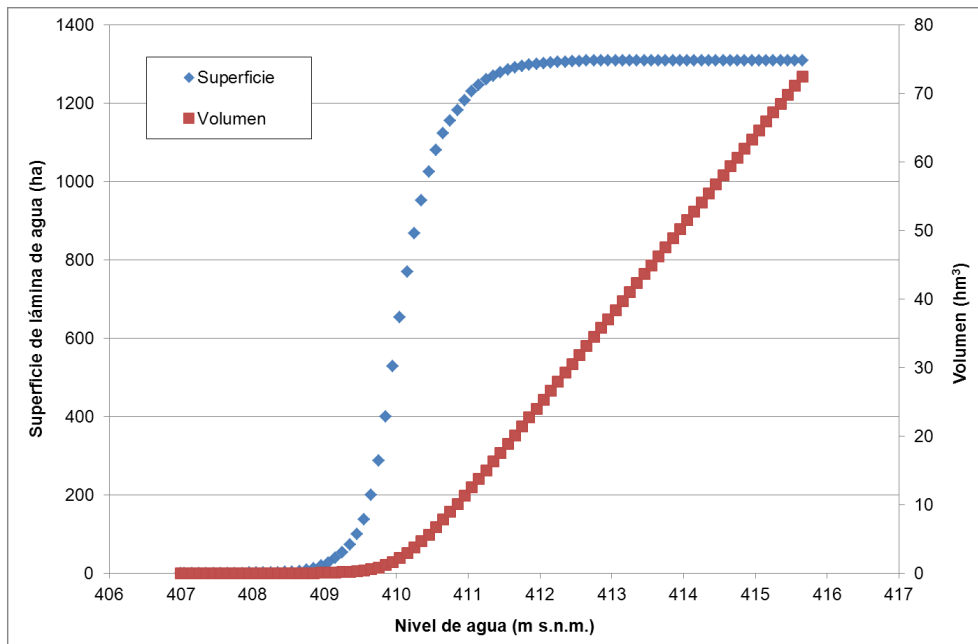


Figura 6.14. Curva de llenado (Nivel, Superficie y Volumen) obtenida a partir del MDT del PNOA en la laguna de Fuente de Piedra

El tipo de interpolación considerada es lineal entre puntos consecutivos tanto de la curva Nivel-Superficie como de la curva Nivel-Volumen. La tabla 5 del anexo 2 recoge los resultados de la metodología aplicada para la obtención de la cota de nivel de agua y el volumen.

La validación de los resultados se ha realizado comparando los resultados de cota de nivel de agua obtenidos mediante la aplicación de la metodología propuesta (tabla 5 del anexo 2) con los niveles de limnígrafo disponibles en Fuente de Piedra (Sánchez Navarro, 2015). Los datos de cota de nivel en m s.n.m han sido transformados convenientemente para poder realizar esta comparación.

Los datos obtenidos de niveles de lámina de agua obtenidos mediante la metodología de aplicación de la teledetección (NLA-TD) y los niveles de lámina de agua medidas por limnígrafo (NLA-LIMN) (Sánchez Navarro, 2015), se recogen en la tabla 6 del anexo 2.

Los datos presentados en la tabla 6 del anexo 2 corresponden a aquellos valores para los cuales las fechas son coincidentes. Como se puede observar en tabla 6 del anexo 2 existe una marcada correspondencia entre los valores obtenidos mediante las técnicas de teledetección y los valores medidos en campo. De igual forma se aprecia que la

variación de los valores registrados en campo es acompañada por la variación de los valores obtenidos mediante las técnicas de teledetección propuestas en este trabajo.

Los datos de niveles de lámina de agua obtenidos mediante la metodología de aplicación de la teledetección (NLA-TD) y los niveles de lámina de agua medidas por limnógrafo (NLA-LIMN) (tabla 6 del anexo 2) han permitido realizar el análisis sobre la metodología global. Este análisis se presenta en el apartado 7.1 Alcance metodológico, sub-apartado 7.1.4. Restitución series histórica de superficie, volúmenes y niveles.

6.2. Laguna de Gallocanta

Las imágenes “LE72000311999193EDC00” y “LT52000321984288AAA02” (misiones Landsat 7 ETM⁺ y Landsat 5 TM respectivamente) han sido corregidas geométricamente debido al desplazamiento presentado en cada una de ellas.

La corrección radiométrica ha sido aplicada un total de 534 bandas (entre bandas del azul, verde, rojo, infrarrojo cercano e infrarrojo medio) que corresponden a 107 imágenes. Debido a falta de información de metadatos en dos de imágenes, no han podido ser corregidas y han sido descartadas. Por otra parte, imágenes con fechas entre 2003 y 2006 ha sido descartadas debido a problemas de líneas de datos inválidos (*gaps o strip lines*) causado por deficiencia del instrumento de corrección de líneas de barrido SLC (*Scan Line Corrector*) donde ha sido identificado esta situación, de acuerdo a la metodología.

Las figuras 6.15 y 6.16 presentan de forma ilustrativa una selección de bandas del infrarrojo cercano corregidas radiométricamente. Esta selección corresponde a imágenes del año 1987, año que presenta una buena distribución de la información. El contorno de la laguna de Gallocanta se muestra en línea roja, de acuerdo con la información disponible del Sistema de Información del Agua (MAGRAMA, 2015).

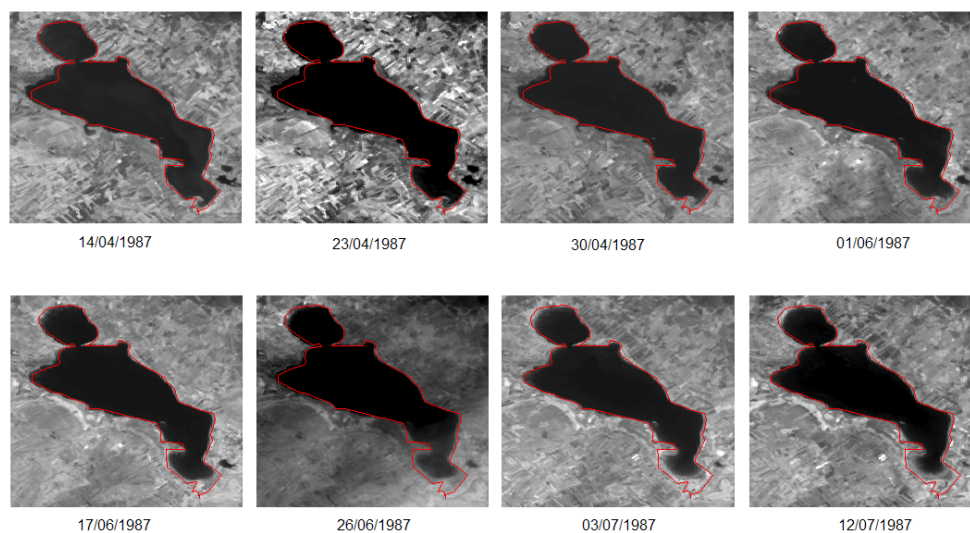


Figura 6.15. Bandas del infrarrojo corregidas radiométricamente de imágenes disponibles para la laguna de Gallocanta durante el año 1987. Landsat 5 TM, banda4

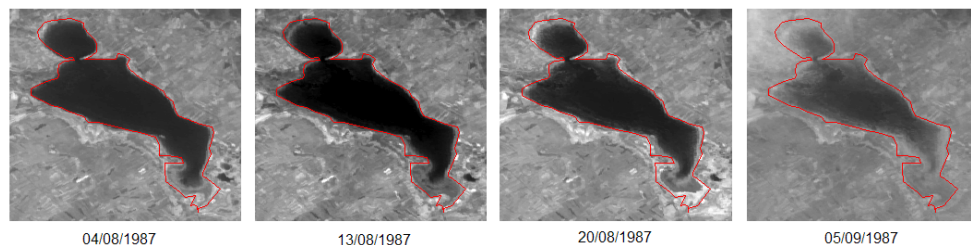


Figura 6.16. Bandas del infrarrojo corregidas radiométricamente de imágenes disponibles para la laguna de Gallocanta durante el año 1987. Landsat 5 TM, banda4

Las bandas del verde y del infrarrojo medio corregidas radiométricamente de las imágenes Landsat 4TM, Landsat 5 TM y Landsat 7 ETM⁺, se han utilizado para obtener los rásters de valores del índice MNDWI (Xu, 2006). El número de rásters de valores válidos de índice MNDWI obtenidos ha sido de 106.

Las figuras 6.17 a 6.20 presentan las superficies de lámina de agua obtenidas con la aplicación de los distintos valores umbral para las imágenes del año 1987, se presenta también la respectiva composición en color verdadero (R, G, B → Banda3, Banda2, Banda1). El valor umbral de 0,3 ha resultado ser idóneo en la identificación de superficies de lámina de agua y apropiado en la eliminación de “ruido” causado por sombras de nubes (Gautam *et al.*, 2015; Lozano Arango *et al.*, 2015), por tal motivo hace parte de los valores umbral a examinados.

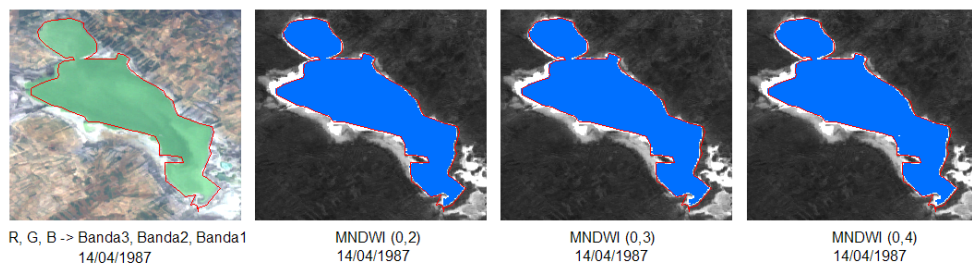


Figura 6.17. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja

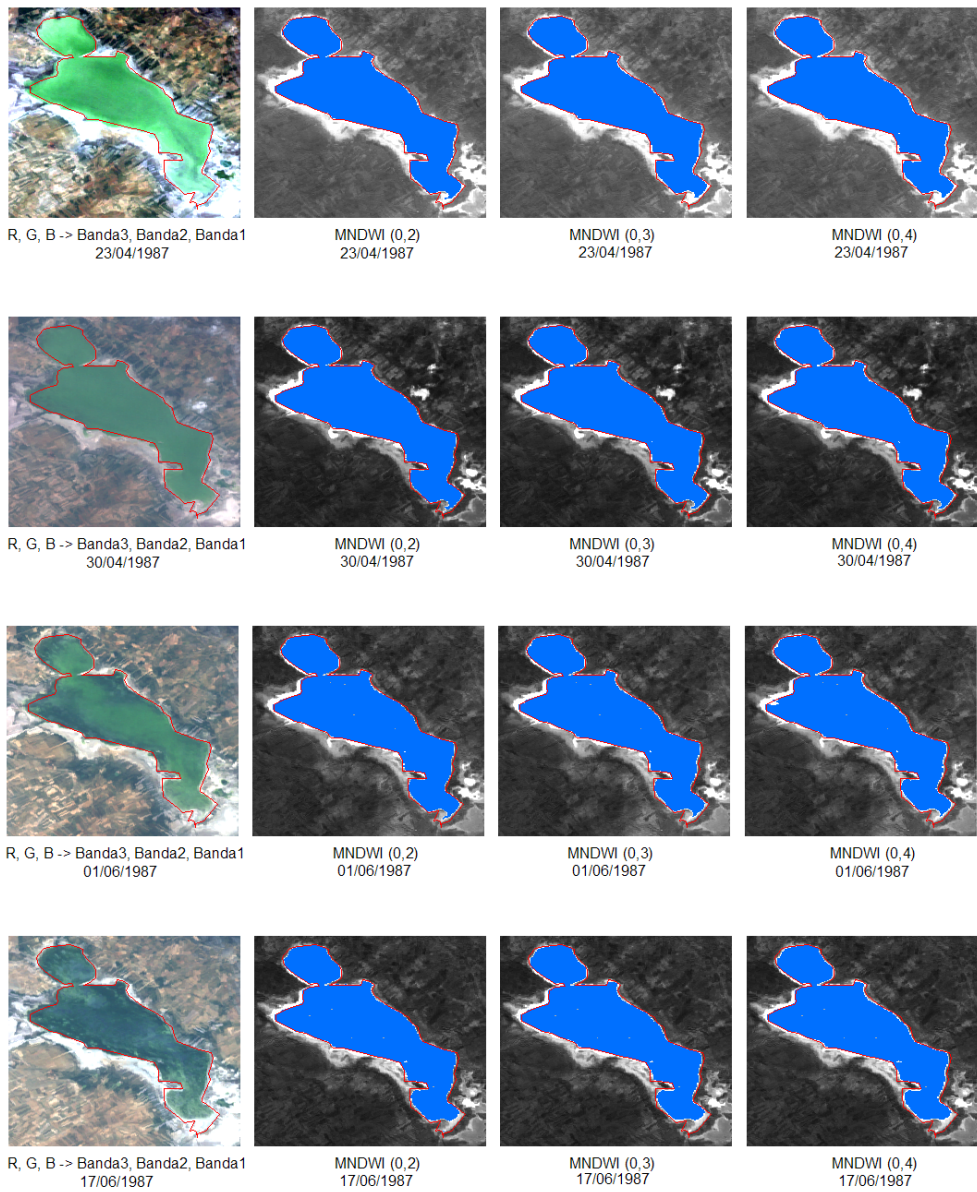


Figura 6.18. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja (continuación)

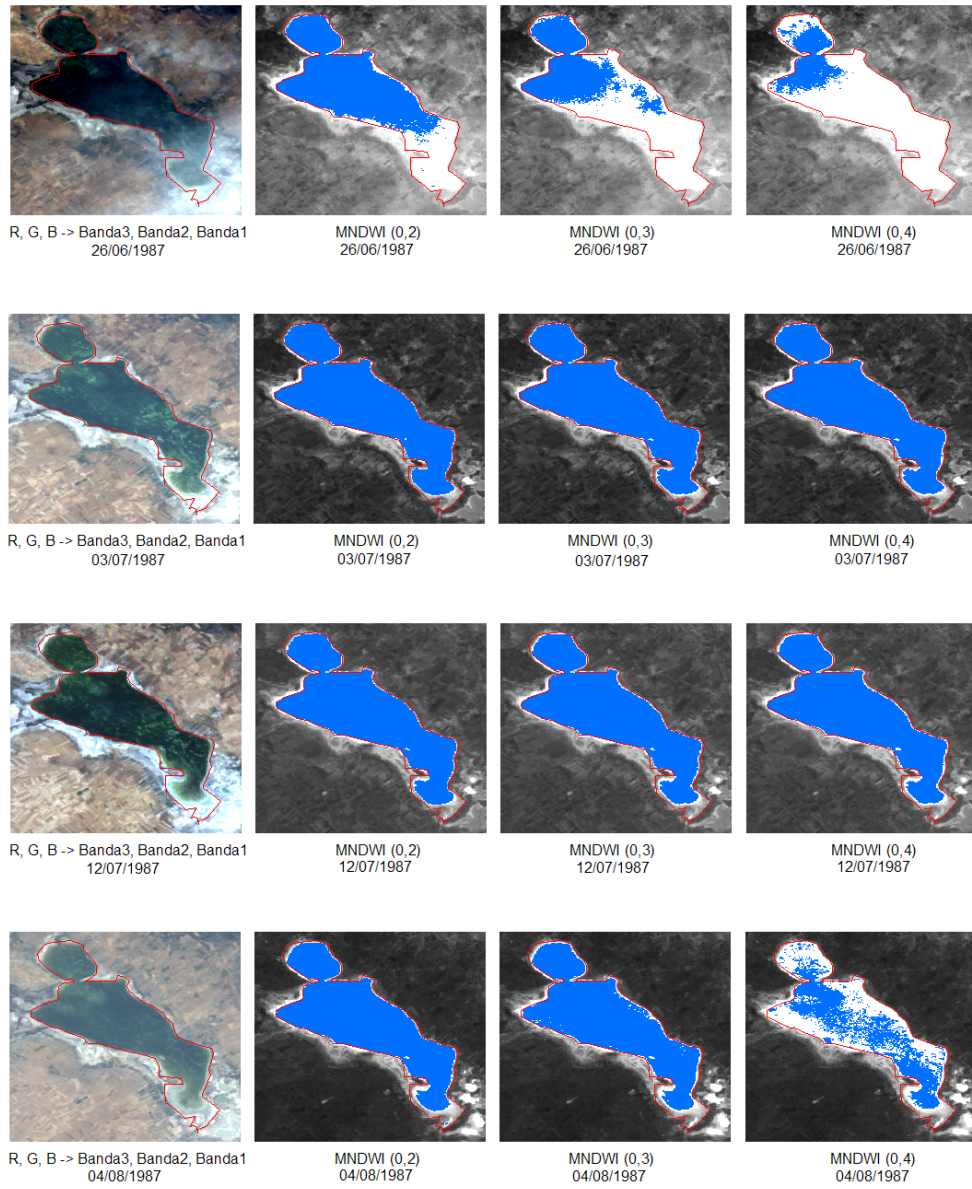


Figura 6.19. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja (continuación)

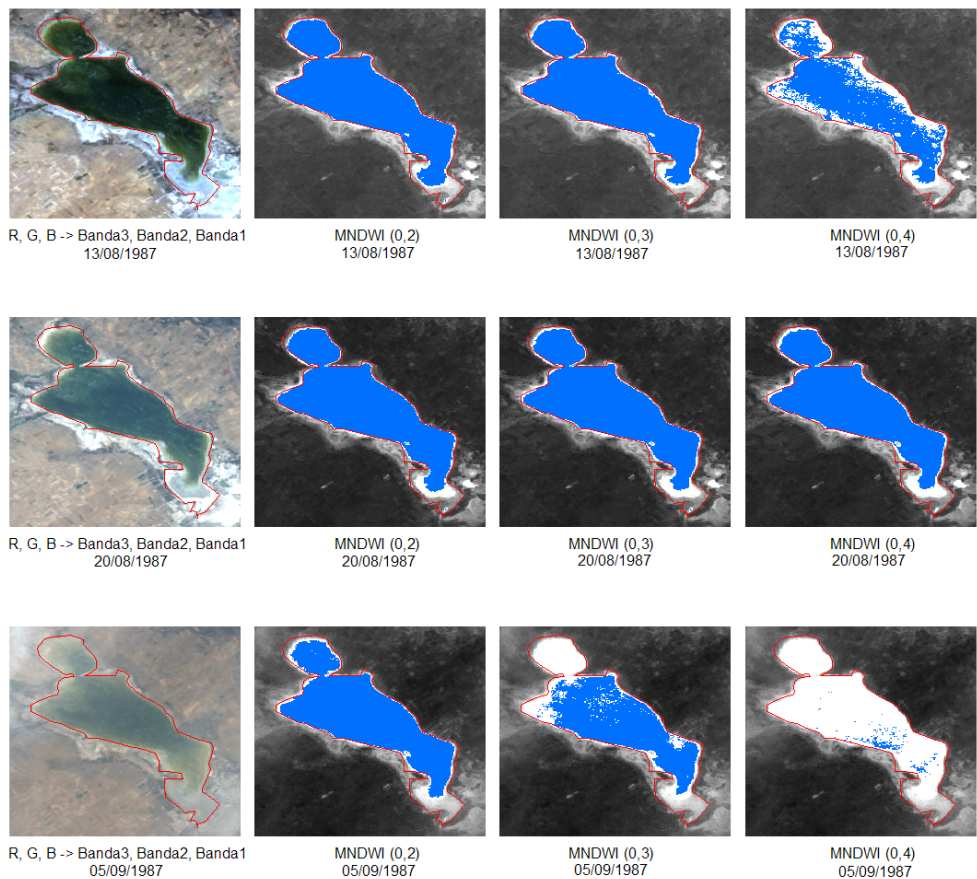


Figura 6.20. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja (continuación)

Algunas imágenes de este año (1987) están afectadas por nubosidad presente como “bruma”, esto se constata en las superficies determinadas visualmente indistintamente del umbral aplicado en las imágenes de junio (26/06/1987) y septiembre (05/09/1987).

La aplicación del valor umbral 0,4 elimina información de superficies de lámina de agua, esto se puede comprobar en los resultados visualizados en las imágenes de agosto (04/08/1987 y 13/08/1987). Por otro lado, el valor umbral de 0,2 parece sobreestimar la superficie de lámina de agua en las imágenes de los meses de julio (03/07/1987) y agosto (04/08/1987, 13/08/1987 y 20/08/1987). El valor umbral 0,3 aplicado al MNDWI, ofrece visualmente buenos resultados en la determinación de superficies de lámina de agua, esto concuerda con los resultados obtenidos en otros estudios (Gautam *et al.*, 2015; Lozano Arango *et al.*, 2015). La tabla 7 del anexo 2 presenta los resultados

obtenidos de superficie de lámina de agua inundada mediante la aplicación de distintos umbrales al índice espectral MNDWI.

Los valores de la tabla 7 del anexo 2 superficies de lámina de agua obtenidas mediante aplicación de distintos umbrales al MNDWI, presentan en algunas de las fechas diferencias importantes en los valores. Estas diferencias han correspondido principalmente a la influencia de sombras de nubes que no ha sido capaz de filtrar la aplicación del umbral 0,2 (fig. 6.21). La figura muestra igualmente como el valor umbral de 0,3 filtra adecuadamente las sombras generadas por nubes, reduciendo así el error en la determinación de la superficie de lámina de agua en la imagen de fecha 24/04/2002.

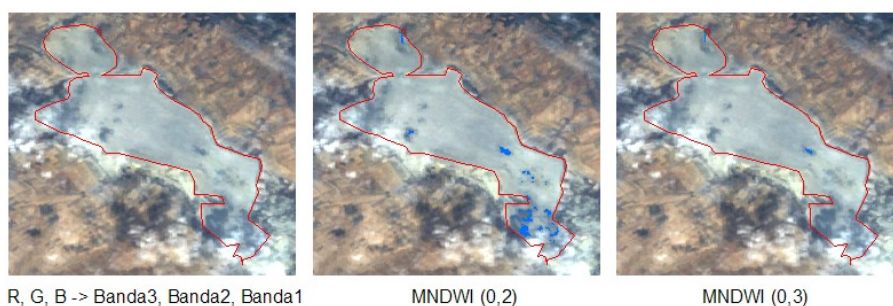


Figura 6.21. Identificación de situaciones a revisar por influencia de presencia de nubes en la imagen. Laguna de Gallocanta

Las bandas del verde y del infrarrojo cercano, corregidas radiométricamente de la imágenes, se utilizaron para obtener las bandas de valores del índice NDWI (Mcfeeters, 1996). El número de rásters de valores de NDWI ha sido de 107. Las figuras 6.22 a 6.25 presentan las superficies de lámina de agua obtenidas con la aplicación de distintos valores de umbral (0,2 a 0,4) para las imágenes del año 1987.

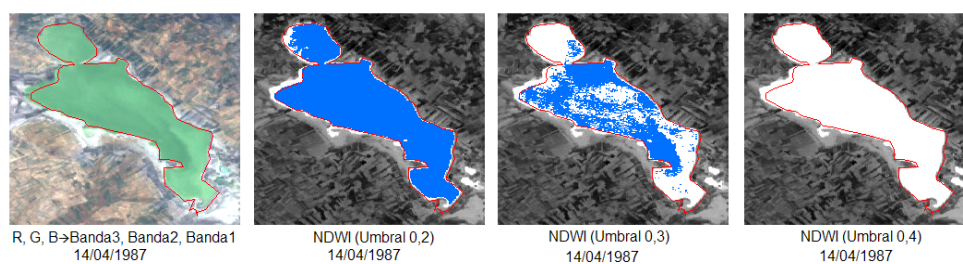


Figura 6.22. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja

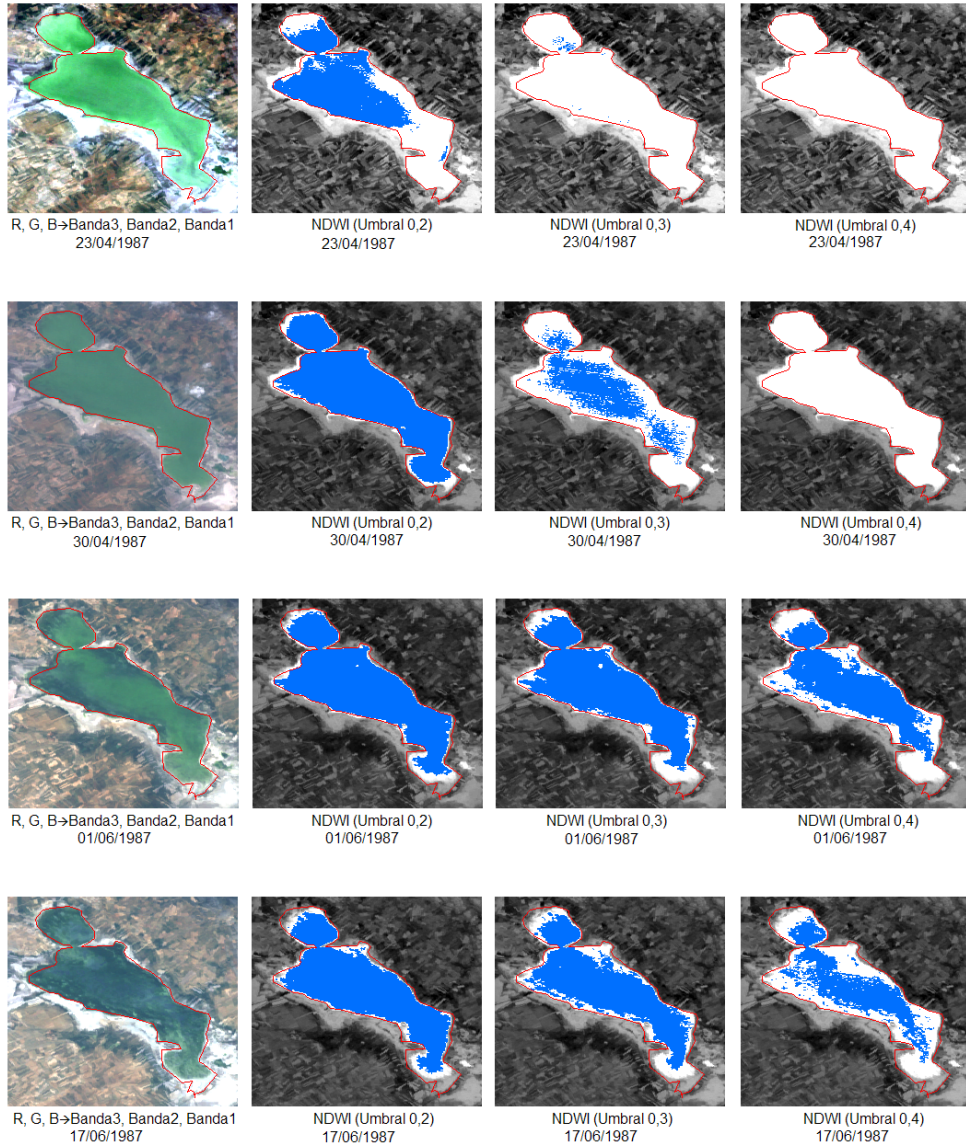


Figura 6.23. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja (continuación)

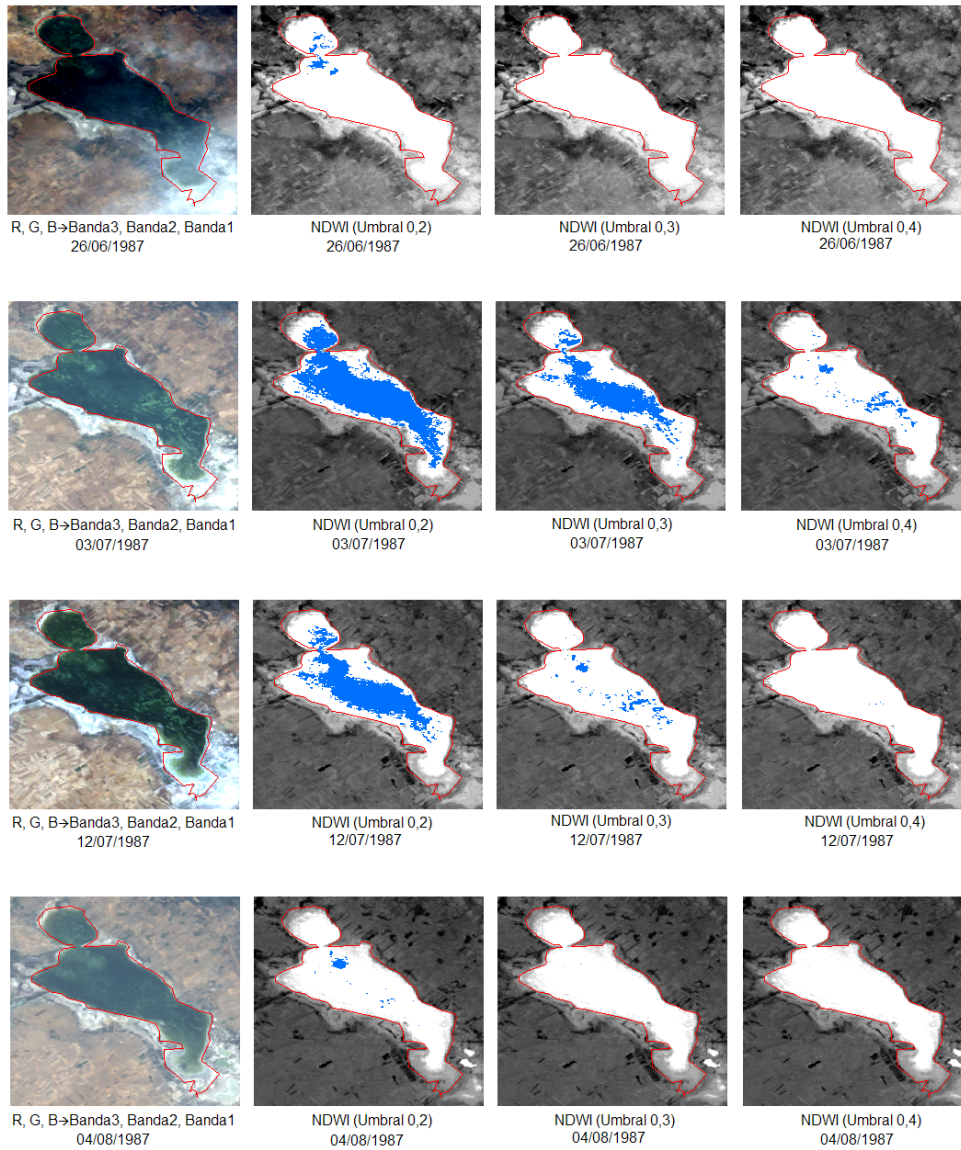


Figura 6.24. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja (continuación)

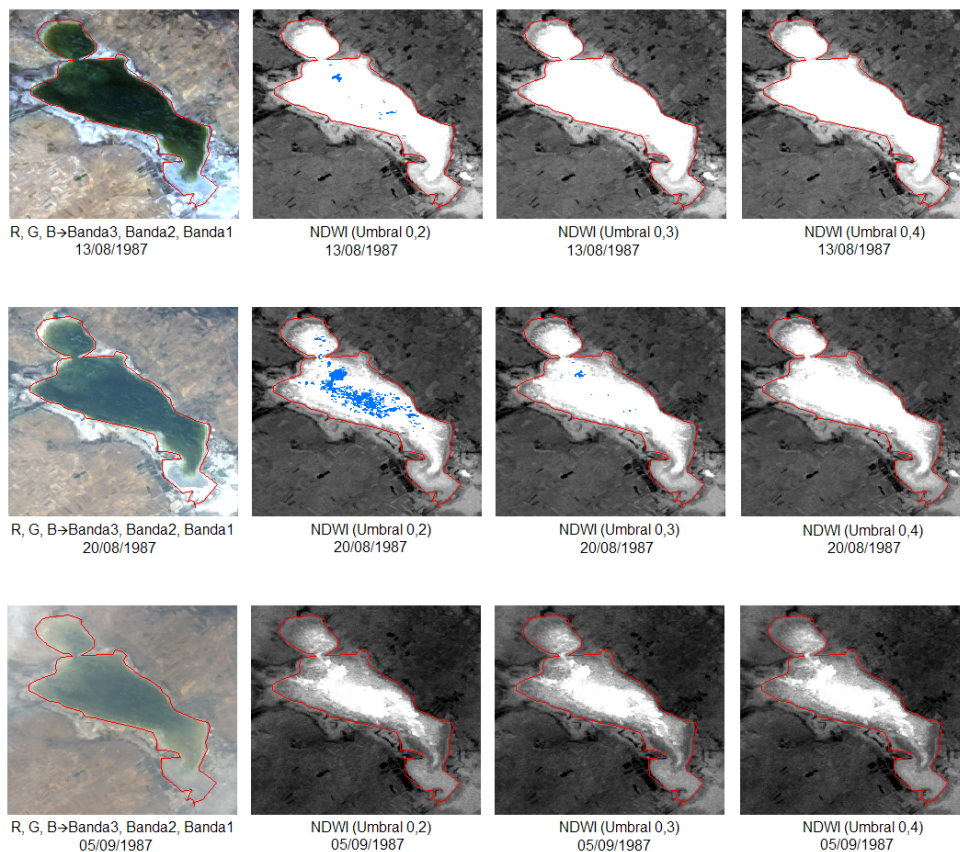


Figura 6.25. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la laguna de Gallocanta en línea roja (continuación)

Los resultados obtenidos de la aplicación de los distintos umbrales al índice NDWI, muestran que no se detecta superficie de lámina de agua en la imagen del mes de septiembre (05/09/2000) como se observa en la figura 6.25.

La inspección visual de las imágenes de las figuras anteriores (fig. 6.22 a fig. 6.25), permite deducir que para la identificación de superficies de lámina de agua podría ser usado el menor de los valores presentados (umbral 0,2). La tabla 8 del anexo 2 presenta los resultados obtenidos de superficie de lámina de agua inundada mediante la aplicación de distintos umbrales al índice espectral NDWI.

Las diferencias obtenidas entre los resultados de los índices MNDWI y NDWI se pueden explicar mediante la comparación entre las bandas del infrarrojo cercano (IRC) y medio (IRM) de las imágenes, presentadas en las figuras 6.26 a 6.28. La banda del

IRM es aplicada en la ecuación del MNDWI, mientras que la banda del IRC se aplica en la determinación del NDWI. Para cada una de las fechas correspondientes, se presentan las composiciones en color verdadero (R, G, B → Banda3, Banda2, Banda1).

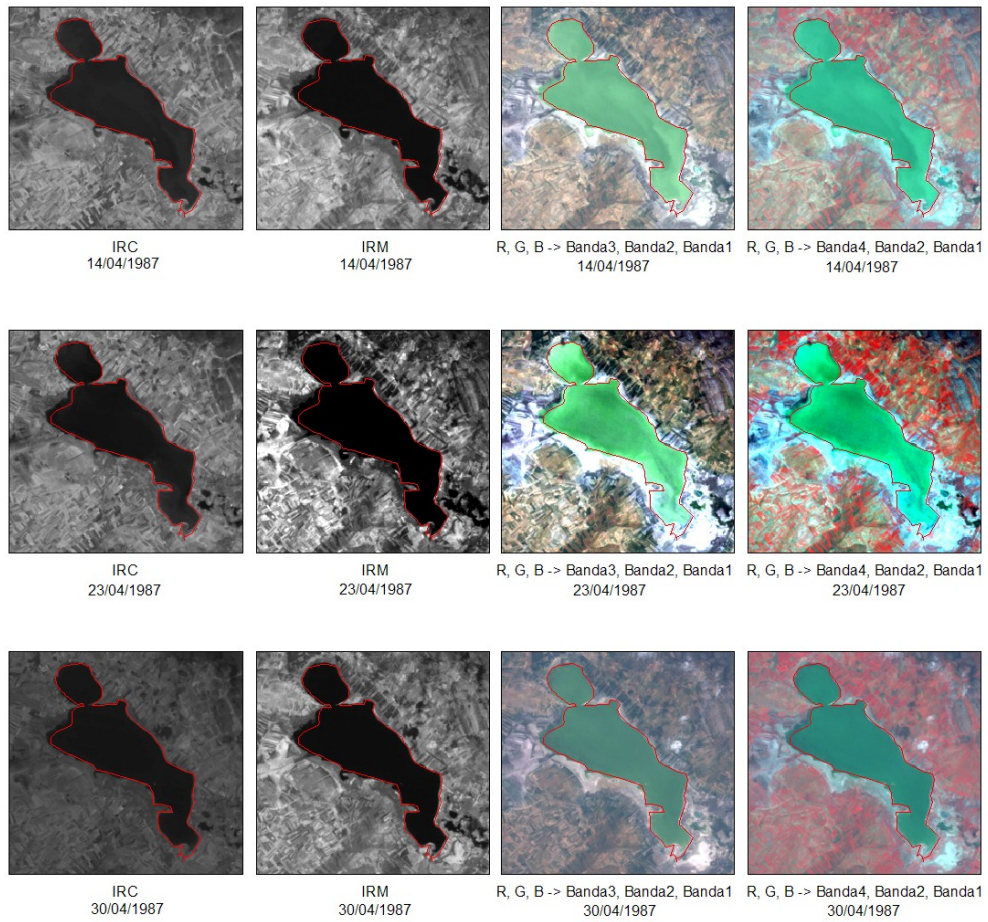


Figura 6.26. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color para la laguna de Gallocanta

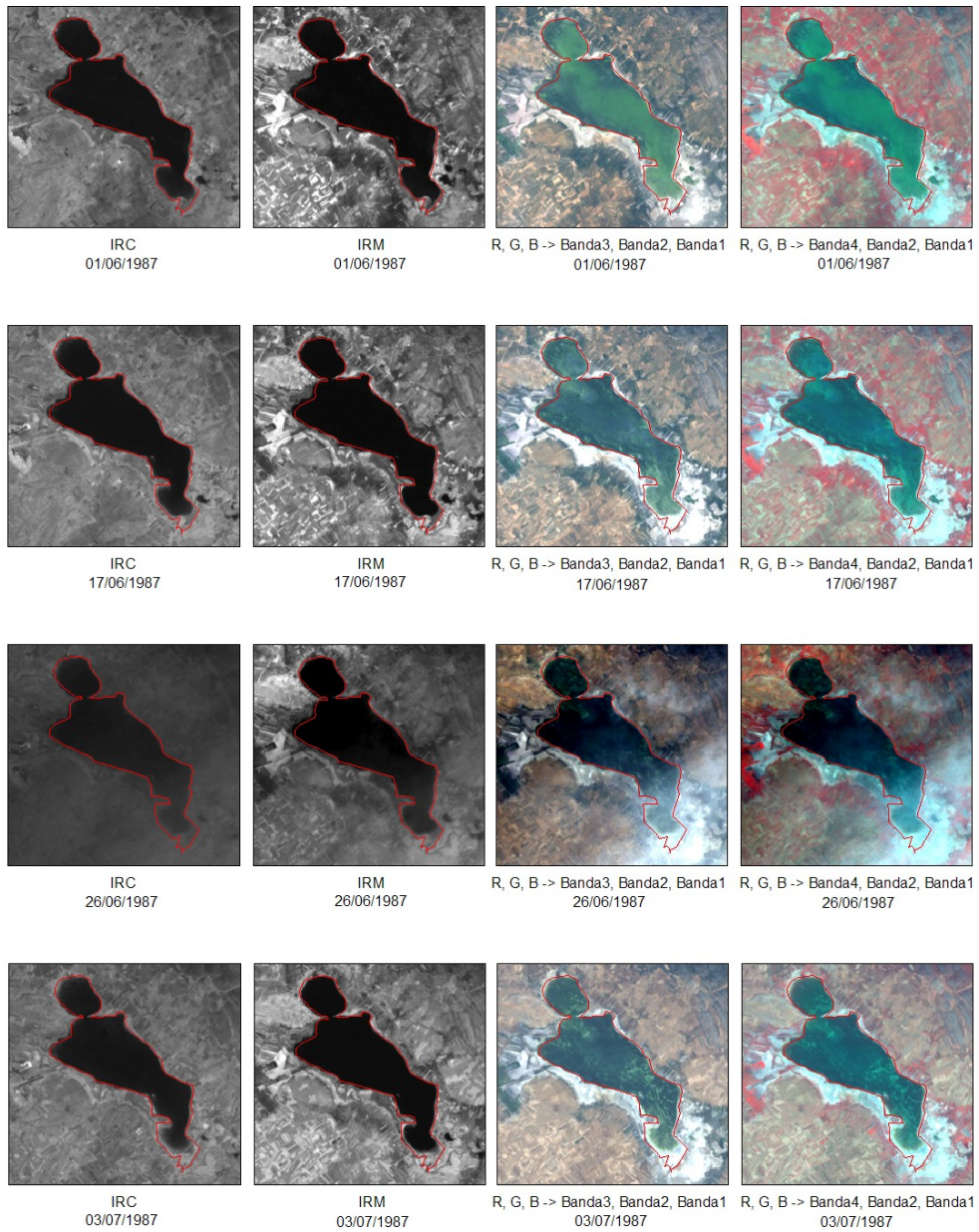


Figura 6.27. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color para la laguna de Gallocanta (continuación)

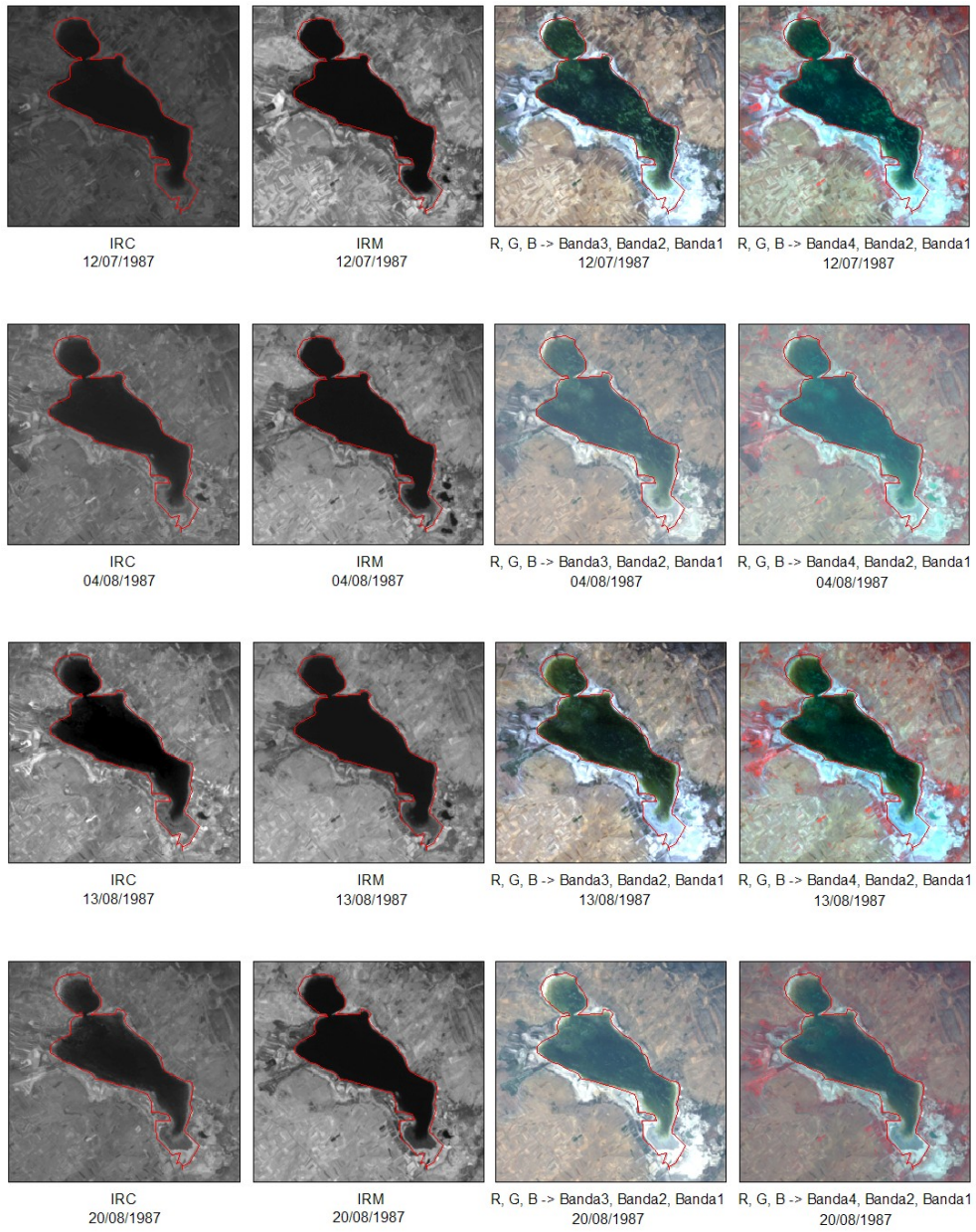


Figura 6.28. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color para la laguna de Gallocanta (continuación)

La información de niveles medios disponible del año 1987 registra un descenso del nivel desde el mes de mayo al mes de agosto, lo que se asemeja al comportamiento de las superficies de lámina de agua detectadas mediante los índices MNDWI y NDWI (fig. 6.29). Las superficies obtenidas mediante MNDWI tienen una tendencia más suavizada que las obtenidas con NDWI, debido a la mayor capacidad del MNDWI a la detección de agua.

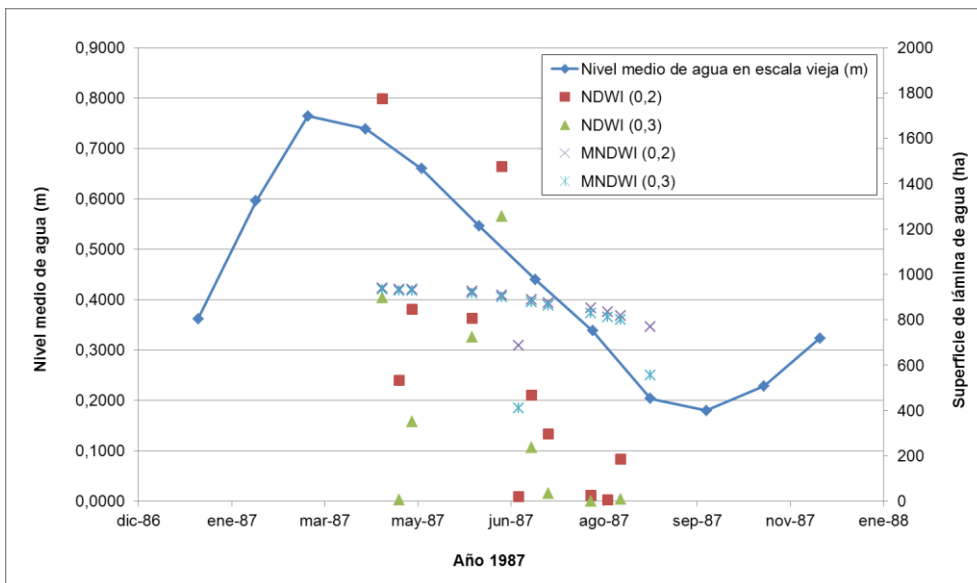


Figura 6.29. Nivel mensual a partir de la información de limnógrafo disponible y superficies de lámina de agua determinadas por MNDWI y NDWI (varios umbrales) en laguna de Gallocanta. Fuente: Sánchez (2015)

Los resultados de la comparación de las superficies de lámina de agua determinadas mediante NDWI y la aplicación de distintos umbrales, contra las superficies obtenidas mediante el MNDWI(0,3), usado como referencia, se presenta a continuación de forma visual para el grupo de imágenes del año 1987 (figs. 6.30 a 6.32).



Figura 6.30. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI y NDWI (varios umbrales) en laguna de Gallocanta

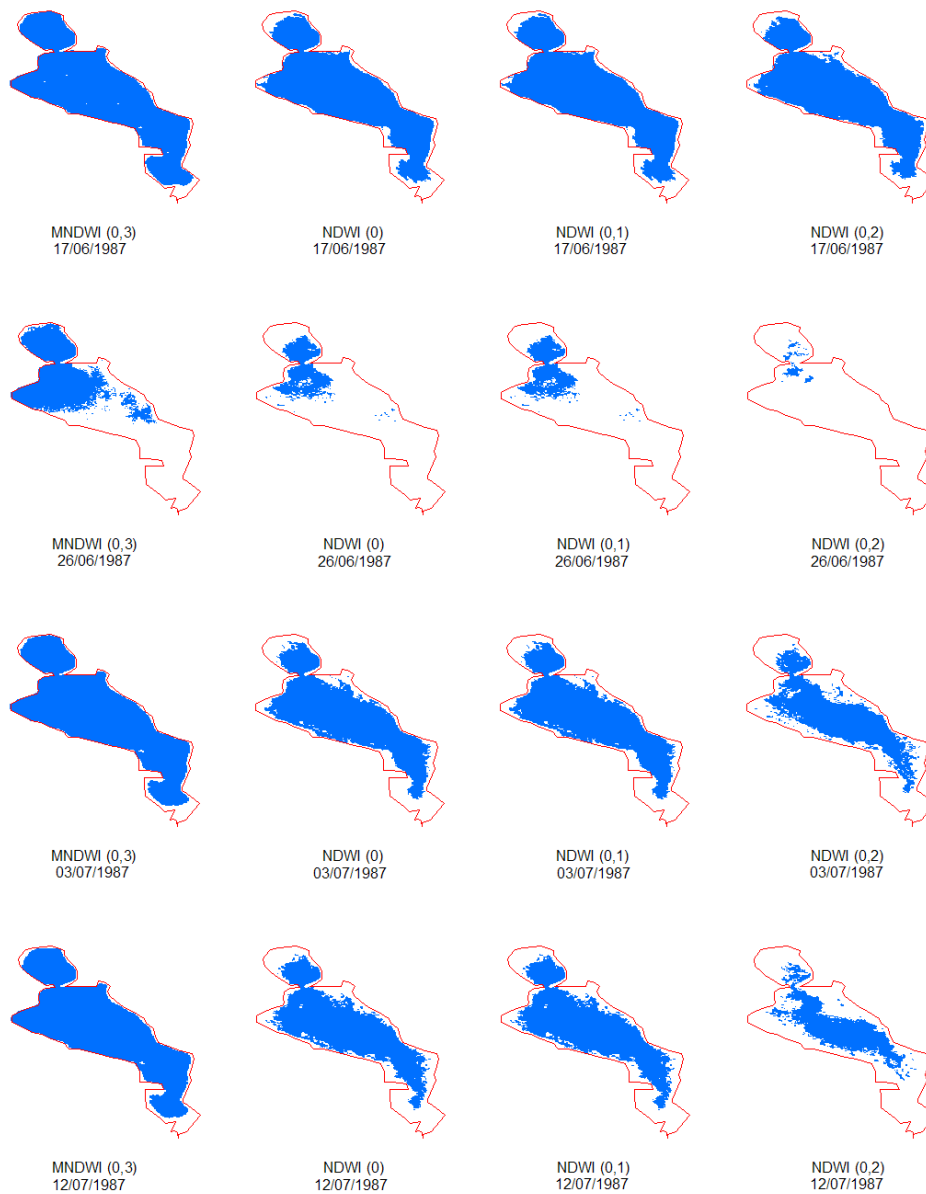


Figura 6.31. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI y NDWI (varios umbrales) en laguna de Gallocanta (continuación)

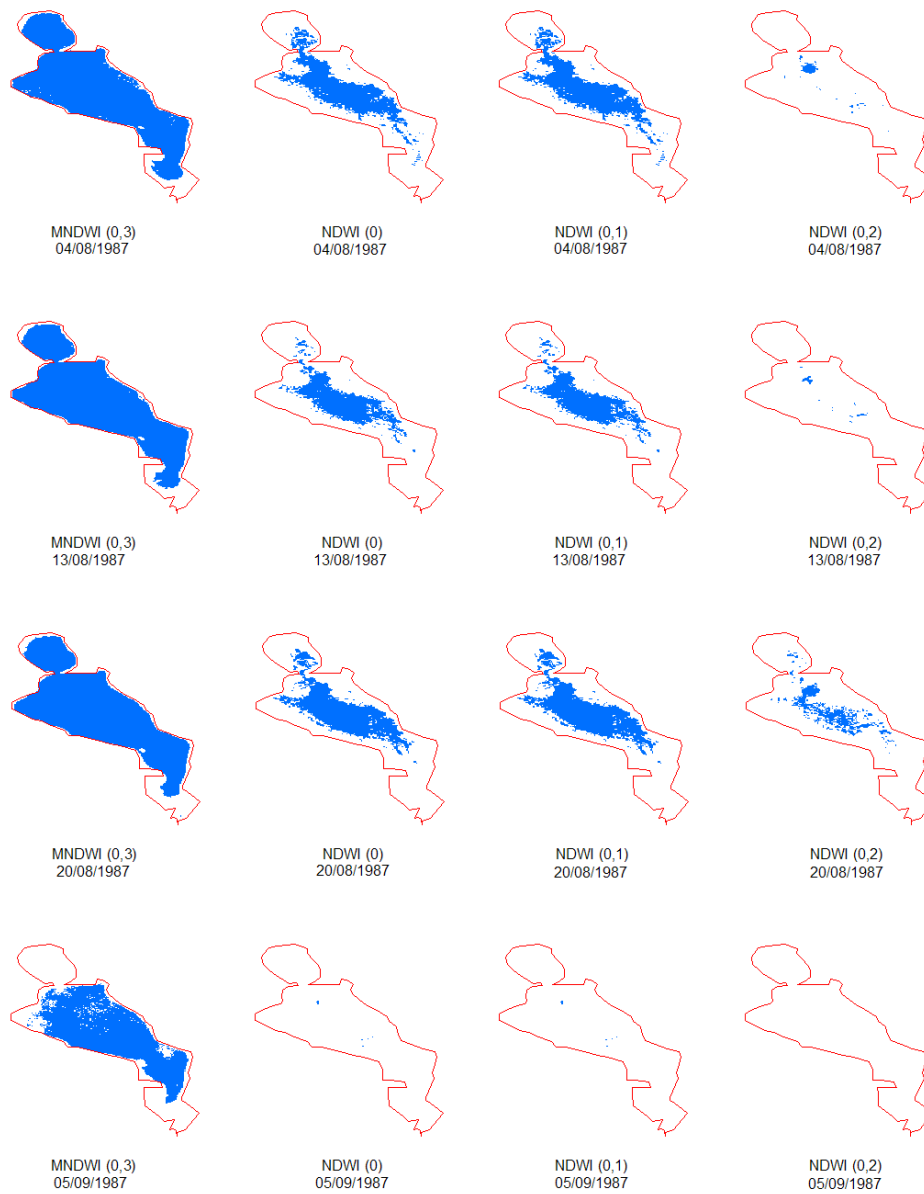


Figura 6.32. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI y NDWI (varios umbrales) en laguna de Gallocanta (continuación)

Los resultados anteriores permiten resaltar la capacidad del índice MNDWI en la identificación de superficies de lámina de agua, respecto al índice NDWI; esto se puede apreciar claramente las imágenes correspondientes al periodo de verano.

La información de superficies obtenidas mediante el índice MNDWI (0,3) y el NDWI con la aplicación de distintos umbrales, ha permitido la elaboración del gráfico de dobles valores de superficies (fig. 6.33). En esta figura, se observa la comparación de los valores de superficie de lámina de agua obtenidos mediante el MNDWI (0,3) (SLA_{MNDWI}) y los valores obtenidos mediante el índice espectral NDWI (SLA_{NDWI}).

La línea $SLA_{MNDWI} = SLA_{NDWI}$ permite el análisis comparativo de valores. Cuando los valores de SLA_{MNDWI} son cercanos a los de SLA_{NDWI} , el punto formado a partir de esta pareja de valores estará más cerca a la línea de iguales valores. El gráfico de la figura 6.33, muestra en general valores mayores obtenidos mediante NDWI respecto al MNDWI (0,3).

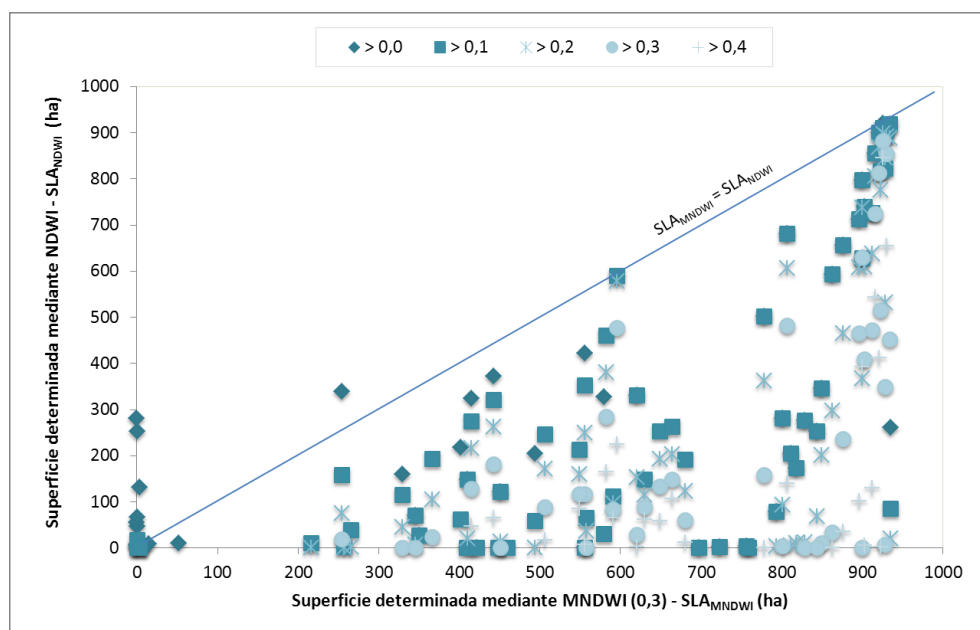


Figura 6.33. Gráfico de dobles valores. Superficies MNDWI (0,3) – Superficies NDWI (varios umbrales). Laguna de Gallocanta

El resultado del análisis comparativo entre los valores de superficie de lámina de agua determinada mediante MNDWI (umbral 0,3) y NDWI (distintos umbrales), muestra que el umbral de 0,1 aplicado al índice NDWI presenta mejores resultados, en términos de superficie. Los coeficientes de correlación de los resultados de superficies obtenidas se presentan en la tabla 6.2.

Tabla 6.2. Coeficientes de correlación entre MNDWI (0,3) y NDWI (varios umbrales). Laguna de Gallocanta

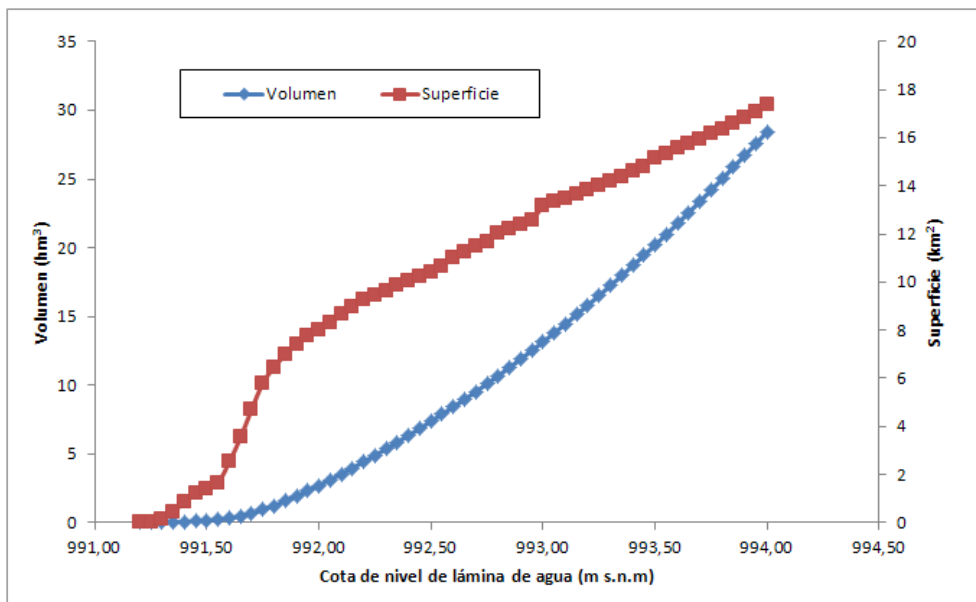
Estadístico	NDWI				
	> 0,0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
Coeficiente de correlación	0,69	0,70	0,64	0,55	0,47
Coeficiente R2	0,47	0,49	0,41	0,30	0,22

El valor umbral de 0,1 y 0, aplicados al índice NDWI con el fin de diferenciar las superficies de lámina de agua, presentan los valores de correlación más altos y aproximados. La distribución espacial de las superficies identificadas mediante la aplicación de estos dos umbrales (figs. 6.30 a 6.32) es muy similar. Sin embargo, la aplicación del valor umbral más alto puede eliminar el ruido producido por sombras; por tanto el valor umbral de 0,1 se toma como el más adecuado para la identificación de láminas de agua mediante NDWI, de acuerdo a los resultados de la comparación con el índice MNDWI (0,3).

La identificación de las superficies de lámina de agua, por tanto, se ha efectuado con el índice MNDWI (0,3) para las imágenes que dispongan de información del infrarrojo medio, y con el índice NDWI (0,1) para aquellas imágenes de las que se disponga sólo de información del infrarrojo cercano. La tabla 9 del anexo 2 presenta los resultados superficie de lámina de agua mediante la aplicación de NDWI (0,1) y de MNDWI (0,3).

El modelo digital de terreno (MDT) del Plan Nacional Ortofotografía Aérea (Pnoa, 2015) en la laguna de Gallocanta es un mosaico de información, y presenta una situación de los valores de elevación inciertos al interior de la laguna, por este motivo no ha sido utilizado.

Los niveles de agua y volúmenes correspondientes a las superficies de lámina de agua determinadas mediante los índices MNDWI y NDWI han sido obtenidos gracias a la curva de llenado de la laguna de Gallocanta que relaciona estos tres parámetros (fig. 6.34).



Fuente: Sánchez (2015)

Figura 6.34. Curva de llenado de la laguna de Gallocanta (Sánchez, 2015)

Los valores de cota de nivel de agua que corresponden a las superficies de lámina de agua han sido determinadas mediante la interpolación entre valores de puntos Nivel-Superficie-Volumen (fig. 6.34). El tipo de interpolación considerada es lineal entre puntos consecutivos tanto de la curva Nivel-Superficie como de la curva Nivel-Volumen. La tabla 10 del anexo 2 recoge los resultados de la metodología aplicada para la obtención de la cota de nivel de agua y el volumen.

La validación de los resultados se ha realizado comparando los resultados de cota de nivel de agua obtenidos mediante la aplicación de la metodología propuesta (tabla 10 del anexo 2) con los niveles de limnógrafo disponibles en el humedal de la laguna de Gallocanta (Sánchez Navarro, 2015). Los datos de cota de nivel en m s.n.m han sido transformados de forma conveniente para poder realizar esta comparación. Los datos obtenidos de niveles de lámina de agua obtenidos mediante la metodología de aplicación de la teledetección (NLA-TD) y los niveles de lámina de agua medidas por limnógrafo (NLA-LIMN) (Sánchez Navarro, 2015), se presentan en la tabla 11 del anexo 2.

Los datos de la tabla 11 del anexo 2 corresponden a aquellos para los cuales las fechas son coincidentes. No se observa una marcada correspondencia entre los valores obtenidos mediante las técnicas de teledetección y los valores medidos en campo.

Los datos de niveles de lámina de agua obtenidos mediante la metodología de aplicación de la teledetección (NLA-TD) y los niveles de lámina de agua medidas por limnógrafo

grafo (NLA-LIMN) (tabla 11 del anexo 2) han permitido realizar el análisis sobre la metodología global. Este análisis se presenta en el apartado 7.1 Alcance metodológico, sub-apartado 7.1.4. Restitución series histórica de superficie, volúmenes y niveles.

6.3. Marisma de Doñana

La corrección radiométrica ha sido aplicada un total de 379 bandas (bandas del azul, verde, rojo, infrarrojo cercano e infrarrojo medio) que corresponden a 78 imágenes. Se han descartado seis imágenes, de las 82 inicialmente disponibles, debido a problemas de líneas de datos inválidos (*gaps o strip lines*) causado por deficiencia del instrumento de corrección de líneas de barrido SLC (*Scan Line Corrector*).

Una serie de imágenes resultado de la corrección, correspondientes al año 2001 que presenta buena distribución de la información en el año, se presenta en la figura 6.35. Las imágenes corresponden a bandas del infrarrojo cercano. En las imágenes de la figura, el contorno de la marisma de Doñana se muestra en línea roja, de acuerdo con la información disponible del Sistema de Información del Agua (MAGRAMA, 2015).

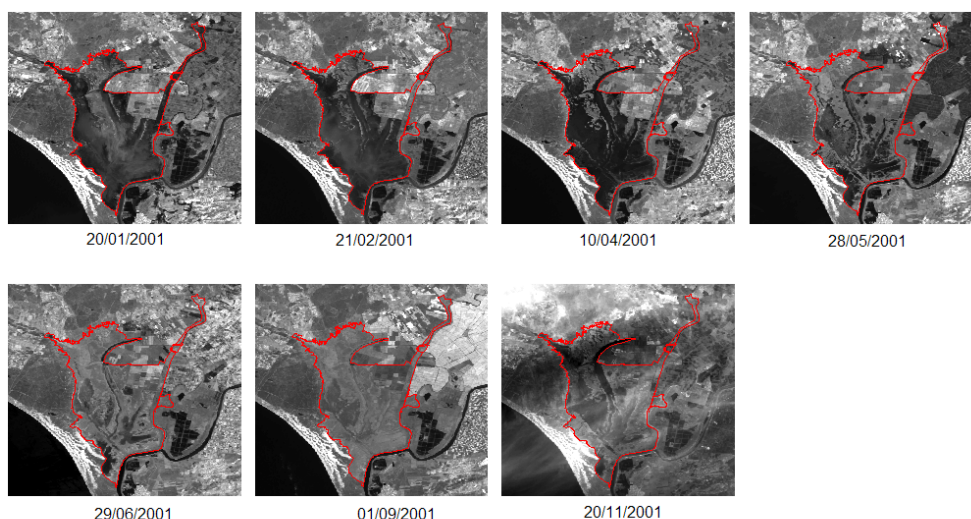


Figura 6.35. Bandas del infrarrojo corregidas radiométricamente de imágenes disponibles para la marisma de Doñana durante el año 2001. Landsat 7 ETM⁺, banda4

A partir de las bandas corregidas radiométricamente del verde y del infrarrojo medio de las imágenes Landsat 4TM, Landsat 5 TM y Landsat 7 ETM⁺, se han obtenidos ráster de valores del índice MNDWI. El número de rásters de valores de índice MNDWI obtenidos ha sido de 67.

Las figuras 6.36 y 6.37 presentan las superficies de lámina de agua obtenidas con la aplicación de los valores umbral al índice MNDWI, acompañadas de la respectiva composición en color verdadero (R, G, B → Banda3, Banda2, Banda1) para las mismas fechas. El valor umbral de 0,3 ha sido utilizado como valor umbral preferencial de

acuerdo a los resultados obtenidos por (Gautam *et al.*, 2015; Lozano Arango *et al.*, 2015).



Figura 6.36. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de marisma de Doñana en línea roja

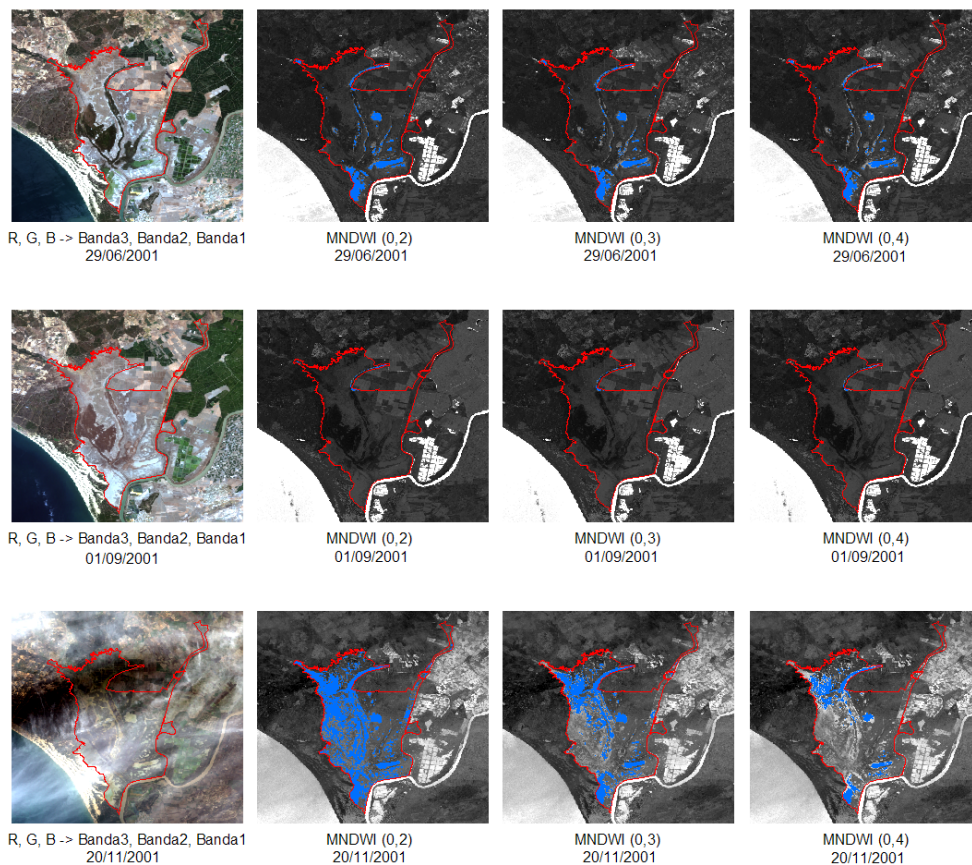


Figura 6.37. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de marisma de Doñana en línea roja (continuación)

Los resultados obtenidos de la aplicación de los distintos umbrales al índice MNDWI muestran la detección de superficies de lámina de agua en todas las imágenes, con una disminución en el mes de junio (29/06/2001). La imagen correspondiente al mes de septiembre (01/09/2001) es la de menor superficie de lámina de agua identificada.

La aplicación de un umbral bajo al índice MNDWI para distinguir superficies de lámina de agua puede conllevar a valores erróneos. La imagen correspondiente a noviembre (20/11/2001) muestra que el valor umbral de 0,2 clasifica erróneamente superficies de agua, cuando en realidad se trata de ruido ocasionado por la nubosidad presente. Por otro lado, la aplicación de un valor restrictivo como 0,4 elimina zonas de superficie de agua. El valor 0,3, de acuerdo a la inspección visual de las imágenes resulta ser el más adecuado a aplicar pal MNDWI para determinar superficies de lámina de agua, como

lo sugieren otros estudios (Gautam *et al.*, 2015; Lozano Arango *et al.*, 2015). La tabla 12 del anexo recoge los resultados obtenidos de superficie de lámina de agua inundada mediante la aplicación de distintos umbrales al índice MNDWI.

Los datos de la tabla 12 del anexo 2, permiten identificar que para ciertas fechas (02/08/1987, 31/05/2002 y 23/07/2004) los valores de superficie de lámina de agua determinados por la aplicación de los umbrales 0,2 y 0,3 presentan diferencias significativas. Estas diferencias son consecuencia de sombras de la nubosidad presente en la imagen que el valor umbral de 0,2 no ha conseguido filtrar. Este conjunto de imágenes se ha revisado para verificar los resultados y en su caso descartar. Los resultados de la imagen de fecha 31/05/2002 no aseguran que la determinación de superficies mediante el método sea fiable (fig. 6.38)

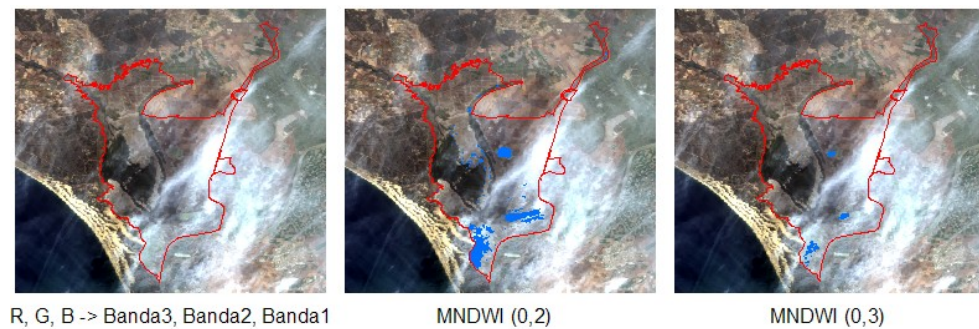


Figura 6.38. Identificación de situaciones a revisar por influencia de presencia de nubes en la imagen. Marisma de Doñana

El índice NDWI (Mcfeeters, 1996) se ha obtenido con las bandas del verde y del infrarrojo cercano corregidas radiométricamente, de acuerdo a la formulación. El número de rásters de valores de índice NDWI obtenidos ha sido de 78. Las figuras 6.39 a 6.41 presentan las superficies de lámina de agua obtenidas con la aplicación de distintos valores de umbral para las imágenes ilustrativas del año 2001.

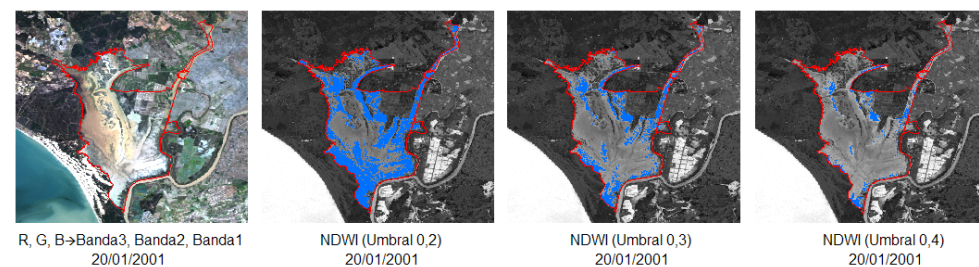


Figura 6.39. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la marisma de Doñana en línea roja

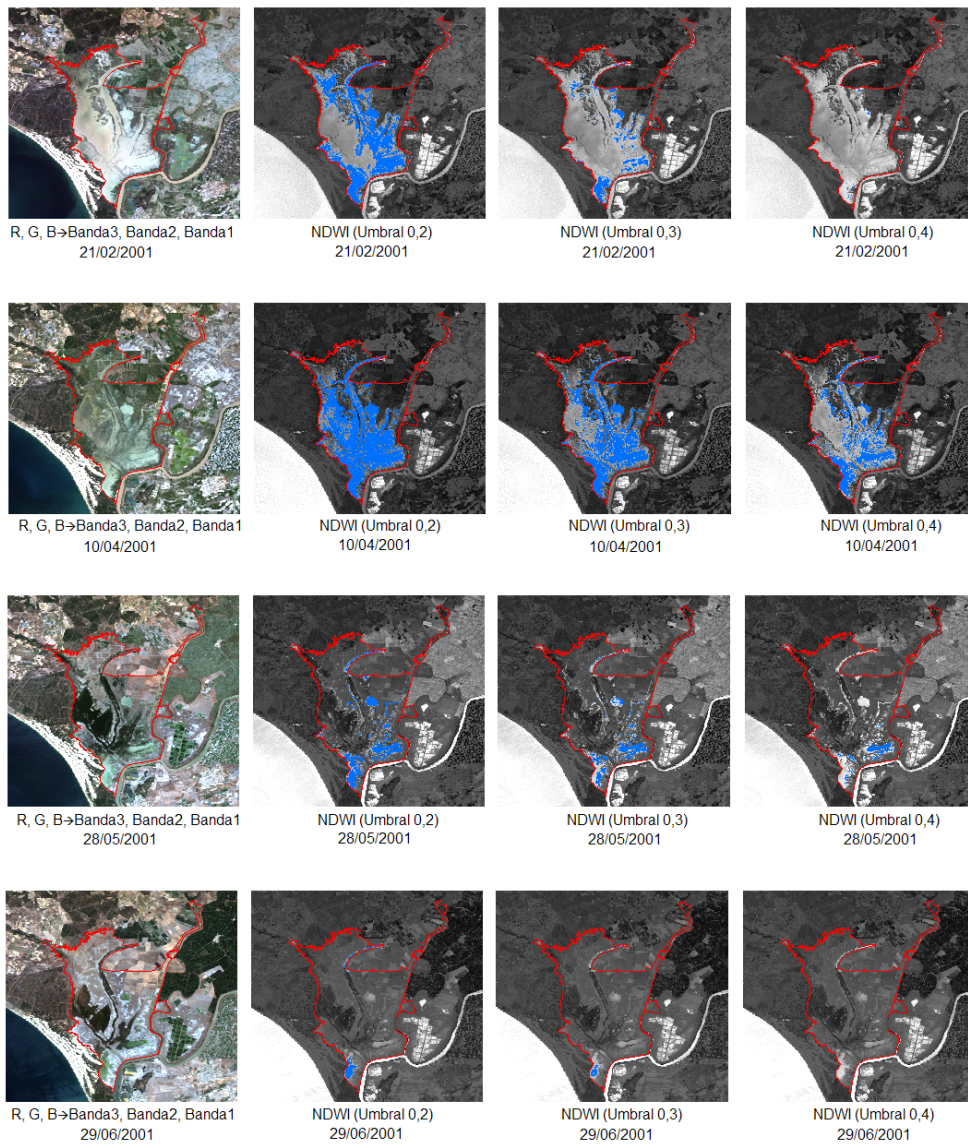


Figura 6.40. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la marisma de Doñana en línea roja (continuación)

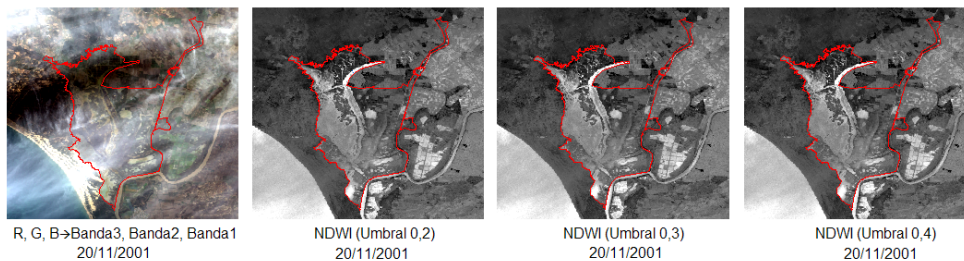


Figura 6.41. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de la marisma de Doñana en línea roja (continuación)

Los resultados obtenidos de la aplicación de los distintos umbrales al índice NDWI, muestran que no se detectan superficies de lámina de agua en las imágenes de los meses de septiembre (01/09/2000) y noviembre (20/11/2001) (figs. 6.40 y 6.41). En la imagen de noviembre la nubosidad presente, afecta la detección de lámina de agua mediante este índice.

La inspección visual de las imágenes de las figuras anteriores (figs. 6.40 y 6.41), indica que para la identificación de superficies de lámina de agua podría ser usado el menor valor de ellos (valor de umbral 0,2). La tabla 13 del anexo 2 presenta los resultados obtenidos de superficie de lámina de agua inundada mediante la aplicación de distintos umbrales al índice espectral NDWI.

Las diferencias entre los resultados de superficie de lámina de agua obtenidos por los índices MNDWI y NDWI se explican mediante la comparación entre las bandas del infrarrojo cercano (IRC) y medio (IRM) de las imágenes (figs. 6.42 y 6.43). Cada uno de los índices calculados, emplea una de banda del infrarrojo distinta; la banda del IRM en la ecuación del MNDWI, y la banda del IRC en la del NDWI. Para cada una de las fechas correspondientes, se presentan las composiciones en color verdadero (R, G, B \rightarrow Banda3, Banda2, Banda1) y falso color infrarrojo (R, G, B \rightarrow Banda4, Banda2, Banda1).

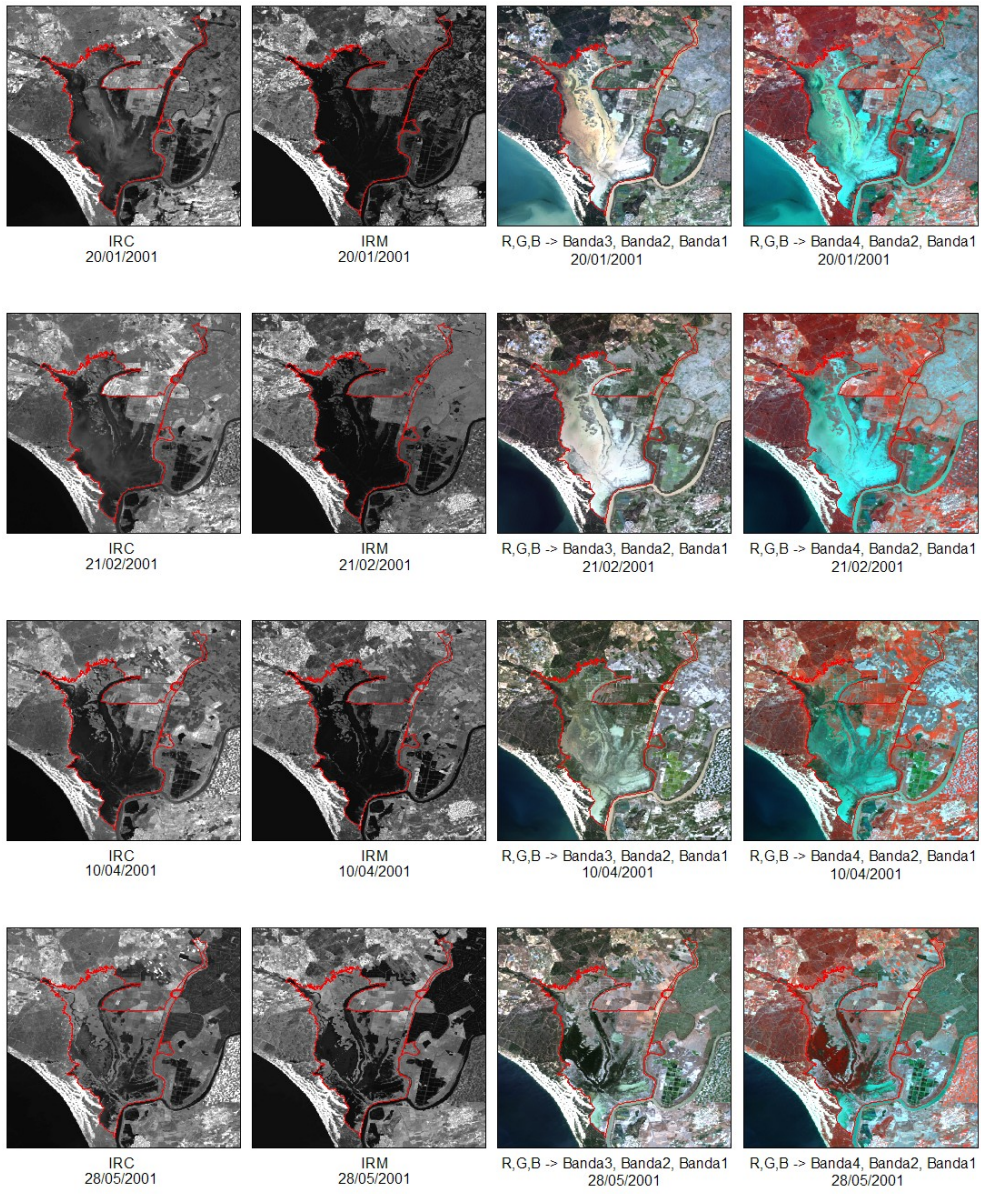


Figura 6.42. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color en la marisma de Doñana

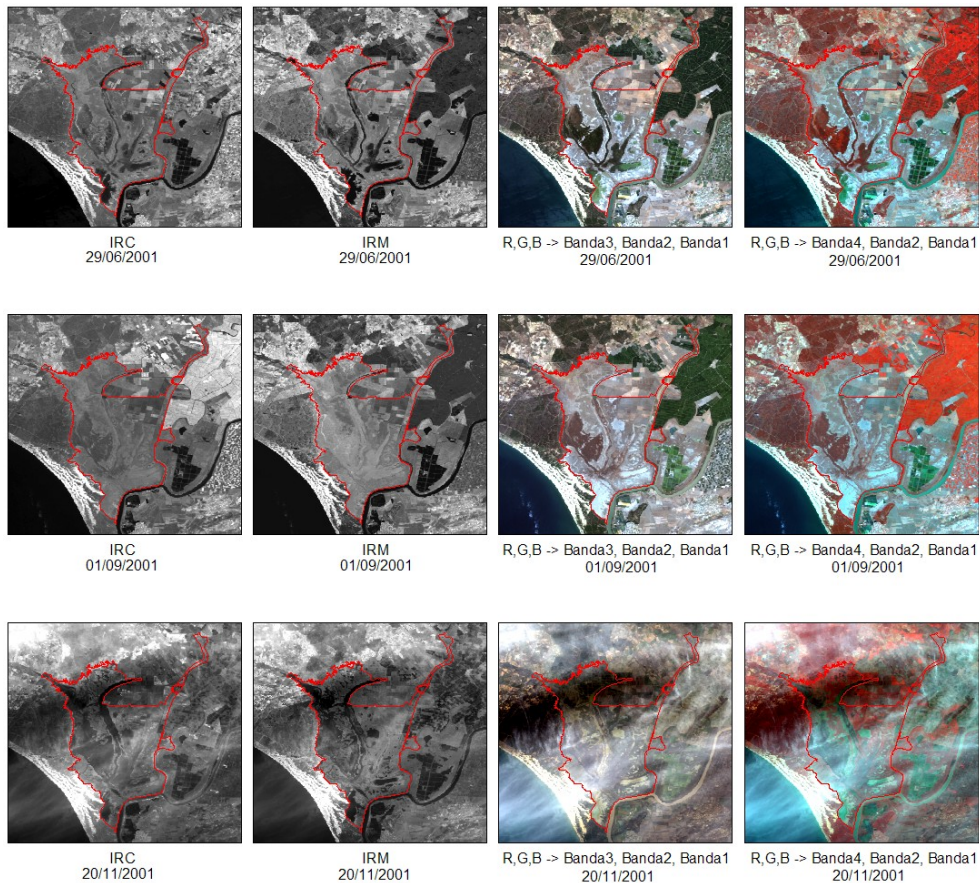


Figura 6.43. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color en la marisma de Doñana (continuación)

El comportamiento de los valores superficie durante el año 2001 no ha podido examinarse al no disponer de información de niveles de agua en la marisma. Se procede a la presentación de resultados de comparación de superficies obtenidas mediante MNDWI, umbral aplicado de 0,3, y las obtenidas mediante NDWI, con la finalidad de obtener el valor umbral a aplicar a NDWI para la obtención de superficies de lámina de agua.

Las superficies de lámina de agua determinadas por los índices MNDWI y NDWI se han comparado visualmente. A continuación se presenta esta comparación visual para el grupo de imágenes ilustrativas, correspondientes al año 2001 (figs. 6.44 y 6.45).

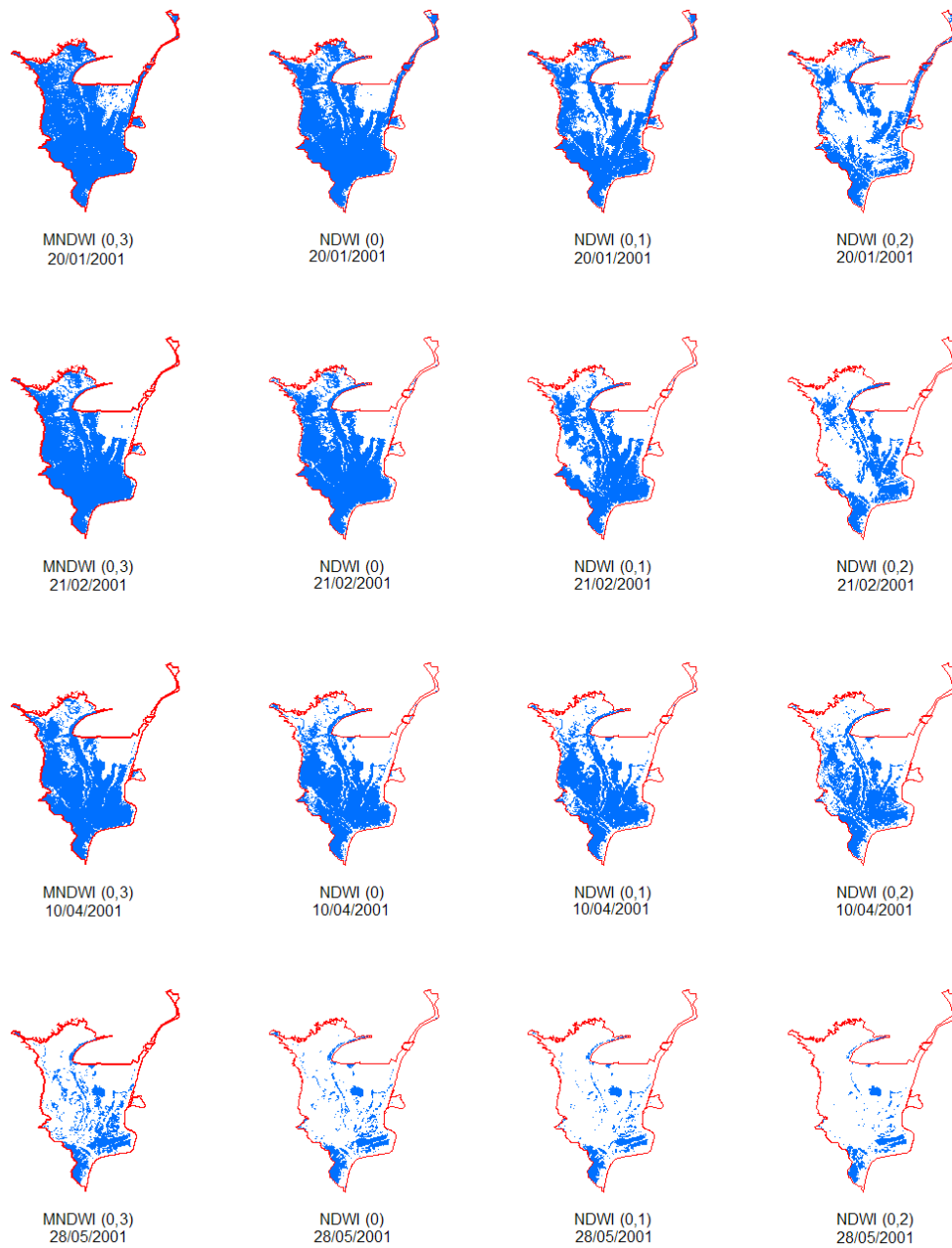


Figura 6.44. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI(0,3) y NDWI (varios umbrales) en marisma de Doñana

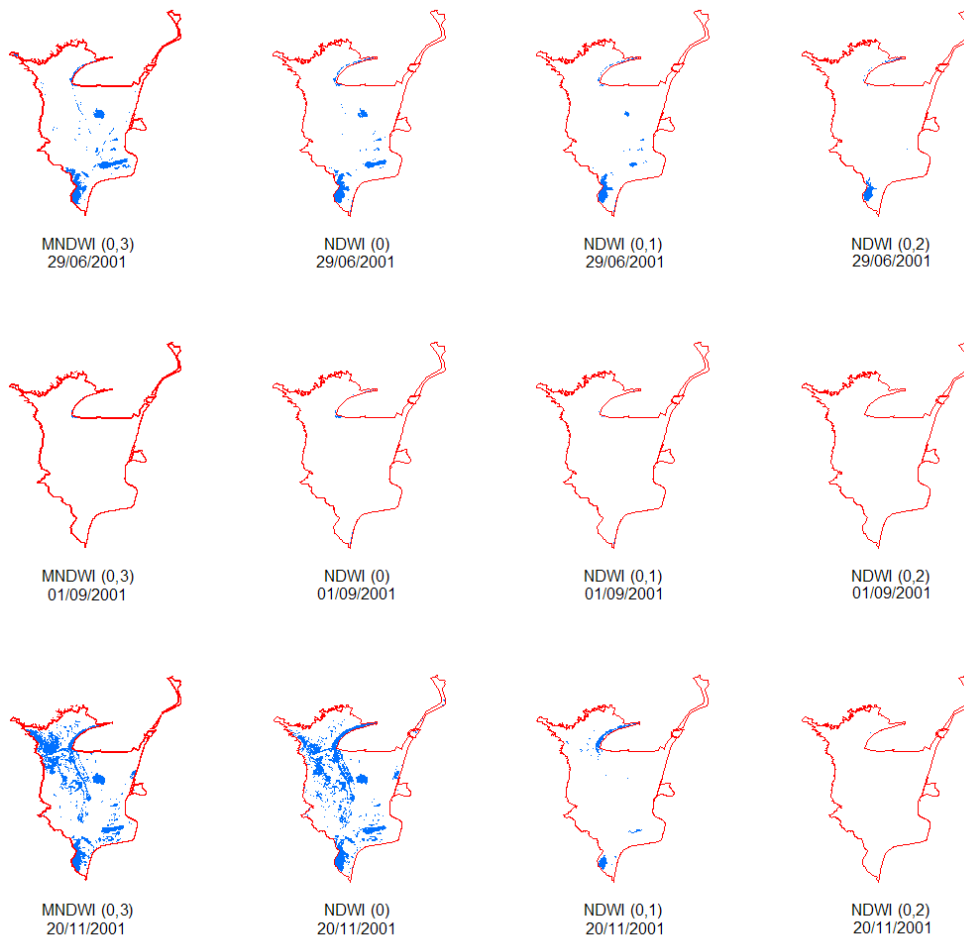


Figura 6.45. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI(0,3) y NDWI (varios umbrales) en marisma de Doñana (continuación)

La información de superficies obtenidas mediante los índices MNDWI (0,3) y NDWI con la aplicación de distintos umbrales, ha permitido la elaboración del gráfico de dobles valores de superficies (fig. 6.46). A partir del gráfico, se observa que el valor umbral superior a 0, es aquel para el que se obtiene una superficie de lámina de agua con mayor precisión. Como se observa, gran parte de los puntos se encuentran por debajo de la línea $SLA_{MNDWI} = SLA_{NDWI}$, lo que indica que se obtienen valores superiores de superficie de lámina de agua con NDWI que con MNDWI.

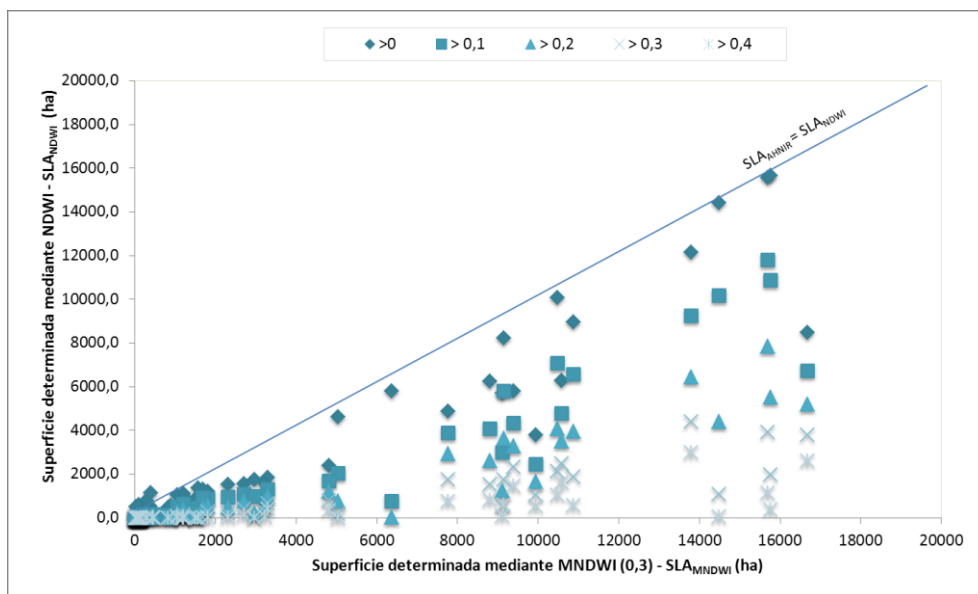


Figura 6.46. Gráfico de doubles valores. Superficies MNDWI (0,3) – Superficies NDWI (varios umbrales). Marisma de Doñana

El análisis de correlación realizado entre los valores de superficies de lámina de agua obtenidos mediante MNDWI (0,3) y NDWI (varios umbrales), muestra los valores de coeficientes de correlación más altos para 0 y 0,1 (tabla 6.3).

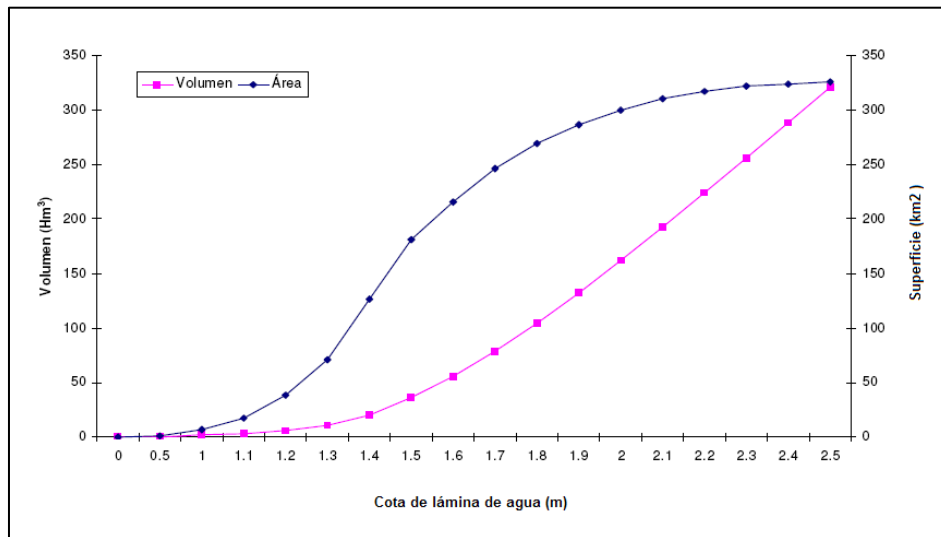
Tabla 6.3. Coeficientes de correlación entre MNDWI (0,3) y NDWI (varios umbrales). Marisma de Doñana

Estadístico	NDWI				
	> 0,0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
Coefficiente de correlación	0,98	0,97	0,95	0,87	0,74
Coefficiente R2	0,96	0,95	0,90	0,76	0,55

El valor umbral de 0,1 para aplicar al índice NDWI con el fin de diferenciar las superficies de lámina de agua resulta ser el más adecuado para este propósito, ya que facilita el filtrado de sombras, y presenta superficies más ajustadas a las identificadas mediante MNDWI (umbral 0,3). La tabla 14 del anexo 2 presenta los resultados de la superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI (umbral 0,3) y NDWI (umbral 0,1).

La curva de llenado no ha sido calculada a partir del modelo digital de terreno (MDT) del Plan Nacional Ortofotografía Aérea (Pnoa, 2015) en la marisma de Doñana. El MDT de 5m presentó incongruencias en los valores de elevación al interior de la laguna. El MDT 25m del PNOA también se examinó, ya que dada la extensión de la marisma era susceptible de usarse, pero también presentó inconsistencias que no permitieron su uso.

Los niveles de agua y volúmenes correspondientes a las superficies de lámina de agua determinadas mediante el índice NDWI pueden obtenerse a partir de la curva de llenado de la marisma de Doñana del estudio realizado por Bladé (Bladé I Castellet, Dolz Ripollès e Pourcq, 2009) que relaciona estos tres parámetros (fig. 6.47).



Fuente: Bladé *et al* (2009)

Figura 6.47. Curva de llenado de la marisma de Doñana

Los valores de cota de nivel de agua que corresponden a las superficies de lámina de agua han sido determinadas mediante la interpolación entre valores de puntos Nivel-Superficie-Volumen (fig. 6.47). El tipo de interpolación considerada es lineal entre puntos consecutivos tanto de la curva Nivel-Superficie como de la curva Nivel-Volumen. La tabla 15 del anexo 2 presenta los resultados de la metodología aplicada para la obtención de la cota de nivel de agua y el volumen.

La comparación de los resultados obtenidos mediante técnicas de teledetección con datos de niveles de lámina de agua de referencia no se ha podido realizar en este trabajo.

6.4. Tablas de Daimiel

La corrección radiométrica ha sido aplicada un total de 430 bandas (bandas del azul, verde, rojo, infrarrojo cercano e infrarrojo medio) que corresponden a 87 imágenes. Un número de 24 imágenes, de las 111 inicialmente disponibles, han sido descartadas debido a la existencia de nubes que cubrían el humedal; otras nueve imágenes han sido descartadas debido a problemas de líneas de datos inválidos (*gaps o strip lines*) causado por deficiencia del instrumento de corrección de líneas de barrido SLC (*Scan Line Corrector*).

Las figuras 6.48 y 6.49 presentan de forma ilustrativa una selección de bandas del infrarrojo cercano corregidas radiométricamente. Las bandas corresponden a imágenes del año 2000, que presenta una buena distribución de información. El contorno de las Tablas de Daimiel se muestra en línea roja, de acuerdo con la información disponible del Sistema de Información del Agua (MAGRAMA, 2015).

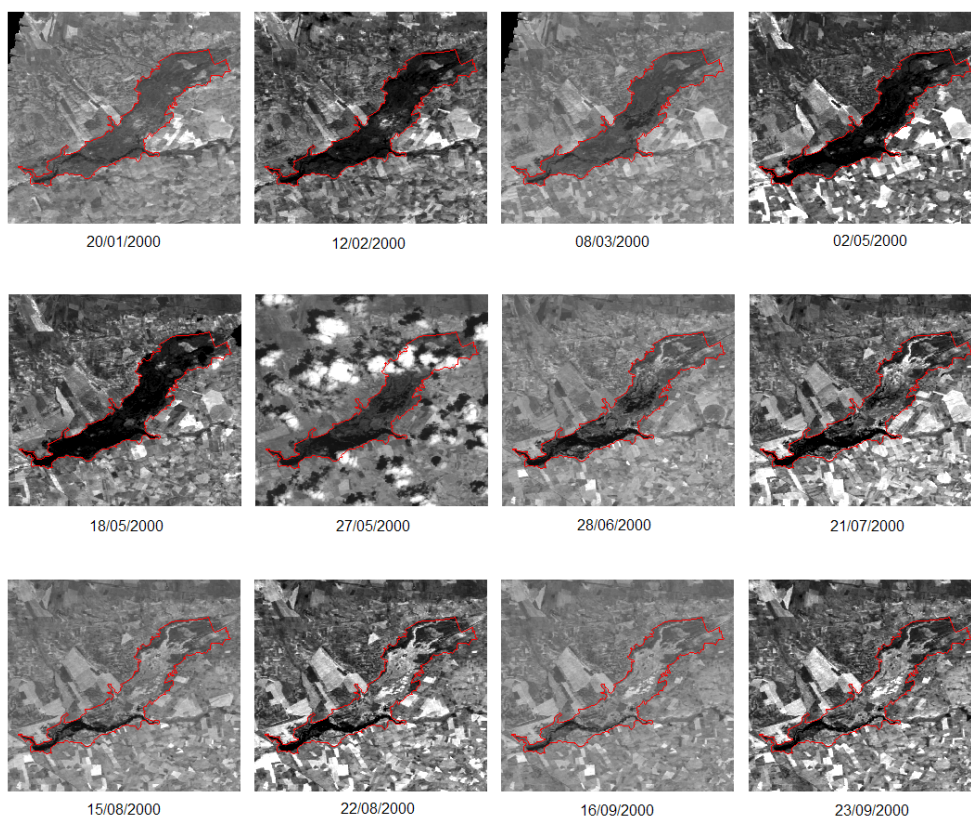
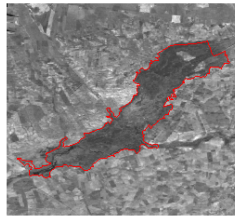


Figura 6.48. Bandas del infrarrojo corregidas radiométricamente de imágenes disponibles para las Tablas de Daimiel durante el año 2000. Landsat 7 ETM⁺, banda4



21/12/2000

Figura 6.49. Bandas del infrarrojo corregidas radiométricamente de imágenes disponibles para las Tablas de Daimiel durante el año 2000. Landsat 7 ETM+, banda4 (continuación)

Las bandas del verde y del infrarrojo medio corregidas radiométricamente de las imágenes Landsat 4TM, Landsat 5 TM y Landsat 7 ETM⁺, se han utilizado para obtener los rásters de valores del índice MNDWI (Xu, 2006). El número de rásters de valores de índice MNDWI obtenidos ha sido de 82.

Las figuras 6.50 a 6.53 presentan las superficies de lámina de agua obtenidas con la aplicación de los valores umbral al índice MNDWI, para las imágenes del año 2000 en Tablas de Daimiel, y la respectiva composición en color verdadero (R, G, B → Banda3, Banda2, Banda1) para la misma fecha. El valor umbral de 0,3 ha sido utilizado como valor umbral preferencial de acuerdo a los resultados obtenidos por (Gautam *et al.*, 2015; Lozano Arango *et al.*, 2015).

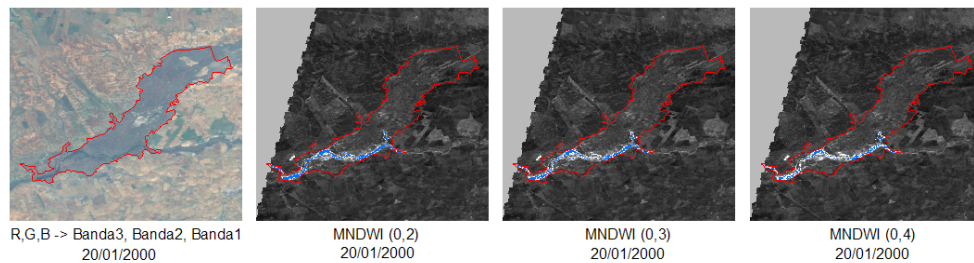


Figura 6.50. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de Tablas de Daimiel en línea roja

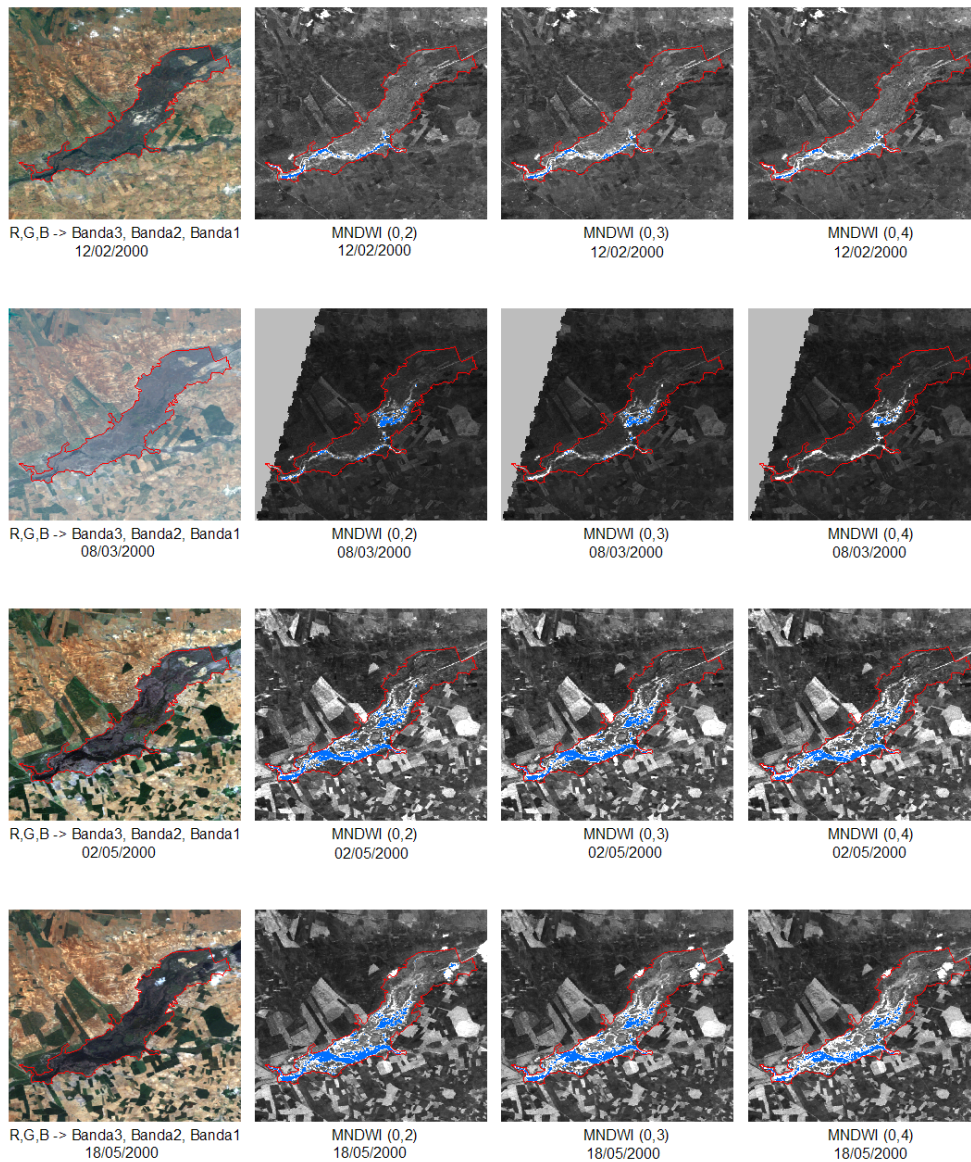


Figura 6.51. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de Tablas de Daimiel en línea roja (continuación)

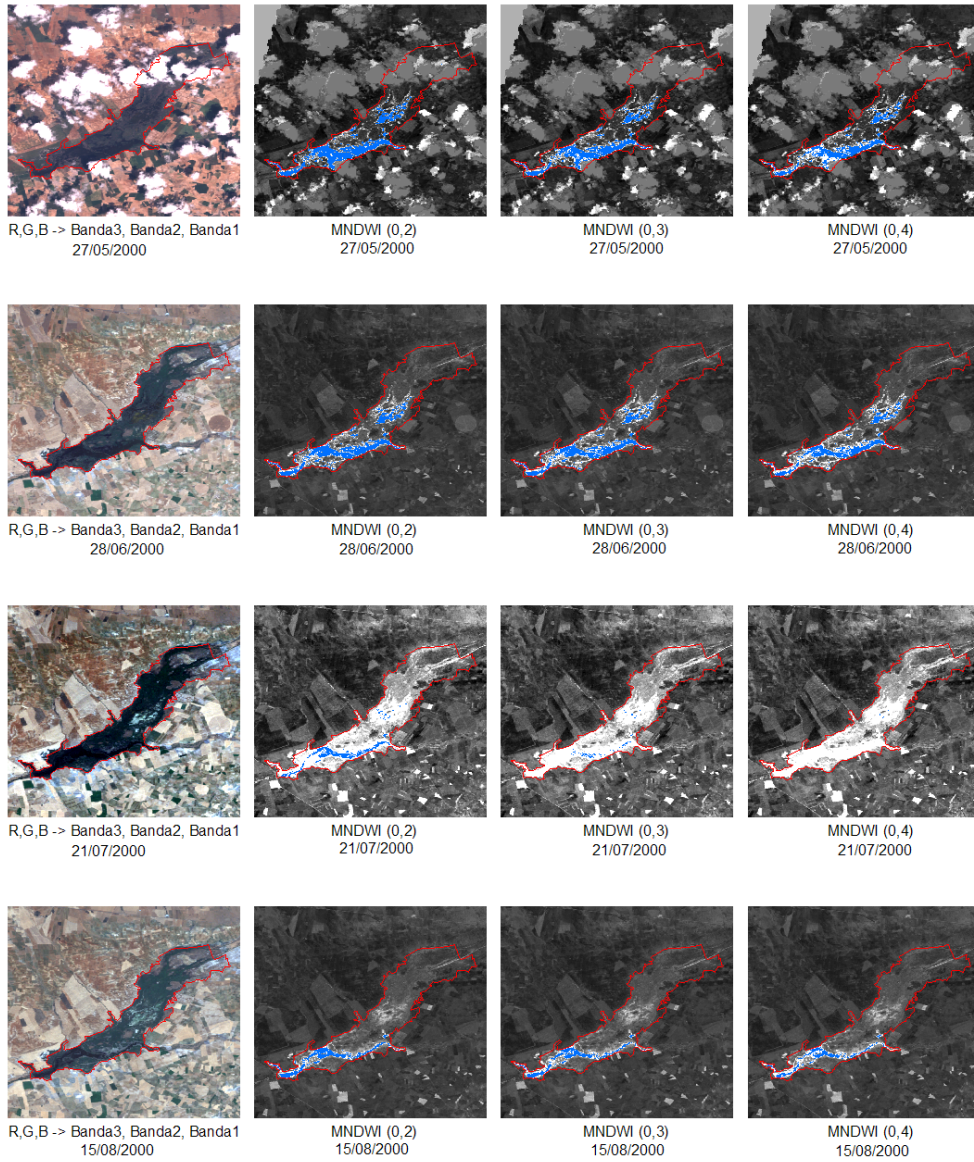


Figura 6.52. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de Tablas de Daimiel en línea roja (continuación)

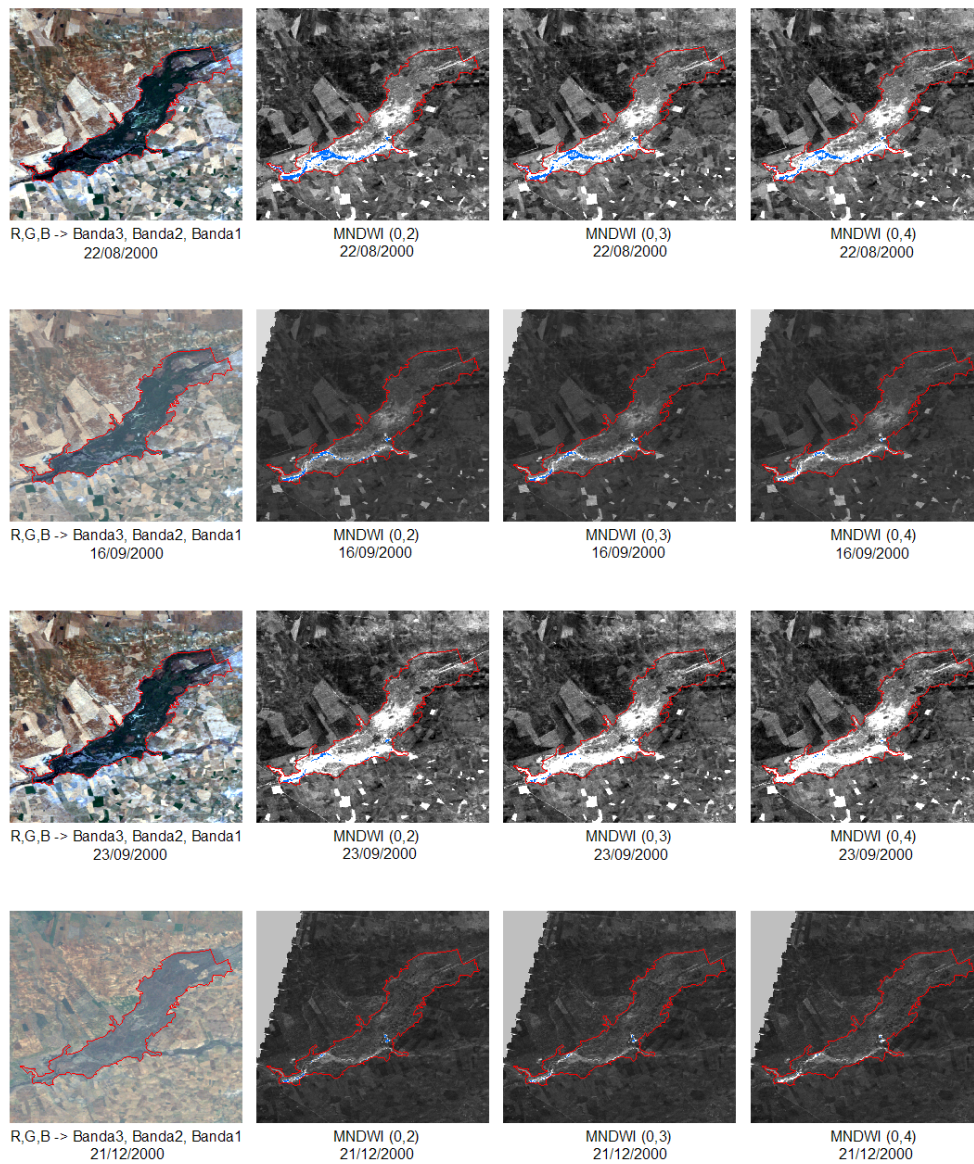


Figura 6.53. MNDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de Tablas de Daimiel en línea roja (continuación)

Los resultados obtenidos de la aplicación de los distintos umbrales al índice MNDWI muestran superficies de lámina de agua en las imágenes, con una disminución en los

meses de julio (21/07/2000), agosto (22/08/2000) y septiembre (07/09/2000) (figs. 6.52 y 6.53). Las superficies resultantes de la aplicación de los distintos umbrales parecen no diferir visualmente en grandes proporciones, para las mismas fechas. La imagen de mayo (27/05/2000) muestra la ventaja del umbral 0,3 respecto a los otros, ante la presencia de sobras de nubes. La inspección visual de las imágenes muestra que el umbral 0,3 es el más adecuado a aplicar al MNDWI para la determinación de superficies de lámina de agua. La tabla 16 del anexo 2 presenta los resultados obtenidos de superficie de lámina de agua inundada mediante la aplicación de distintos umbrales al índice espectral MNDWI.

Examinando los resultados de superficies de lámina de agua en función del umbral aplicado, se identificaron fechas para las cuales los valores de superficie difieren de forma considerable, en más de 3 veces para los umbrales 0,2 y 0,3. Las imágenes de estas fechas han sido revidas y descartadas de acuerdo a la situación presentada. Los resultados de la imagen de julio de 2002 debido a la nubosidad presente en la imagen no aseguran un resultado fiable (figura 6.54).

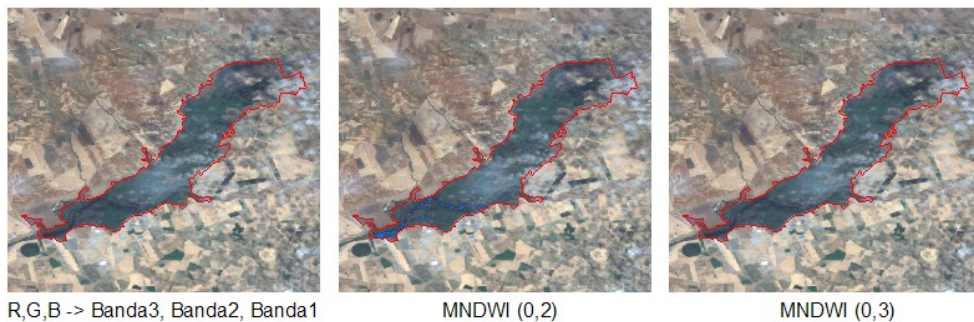


Figura 6.54. Identificación de situaciones a revisar por influencia de presencia de nubes en la imagen. Tablas de Daimiel

Las bandas del verde y del infrarrojo cercano corregidas radiométricamente permitieron obtener valores del índice NDWI, de acuerdo a la formulación propuesta por McFeeters (Mcfeeters, 1996). El número de rásters de valores de índice NDWI obtenido ha sido de 87. Las figuras 6.55 a 6.58 presentan las superficies de lámina de agua obtenidas con la aplicación de distintos valores de umbral, en las imágenes del año 2000.

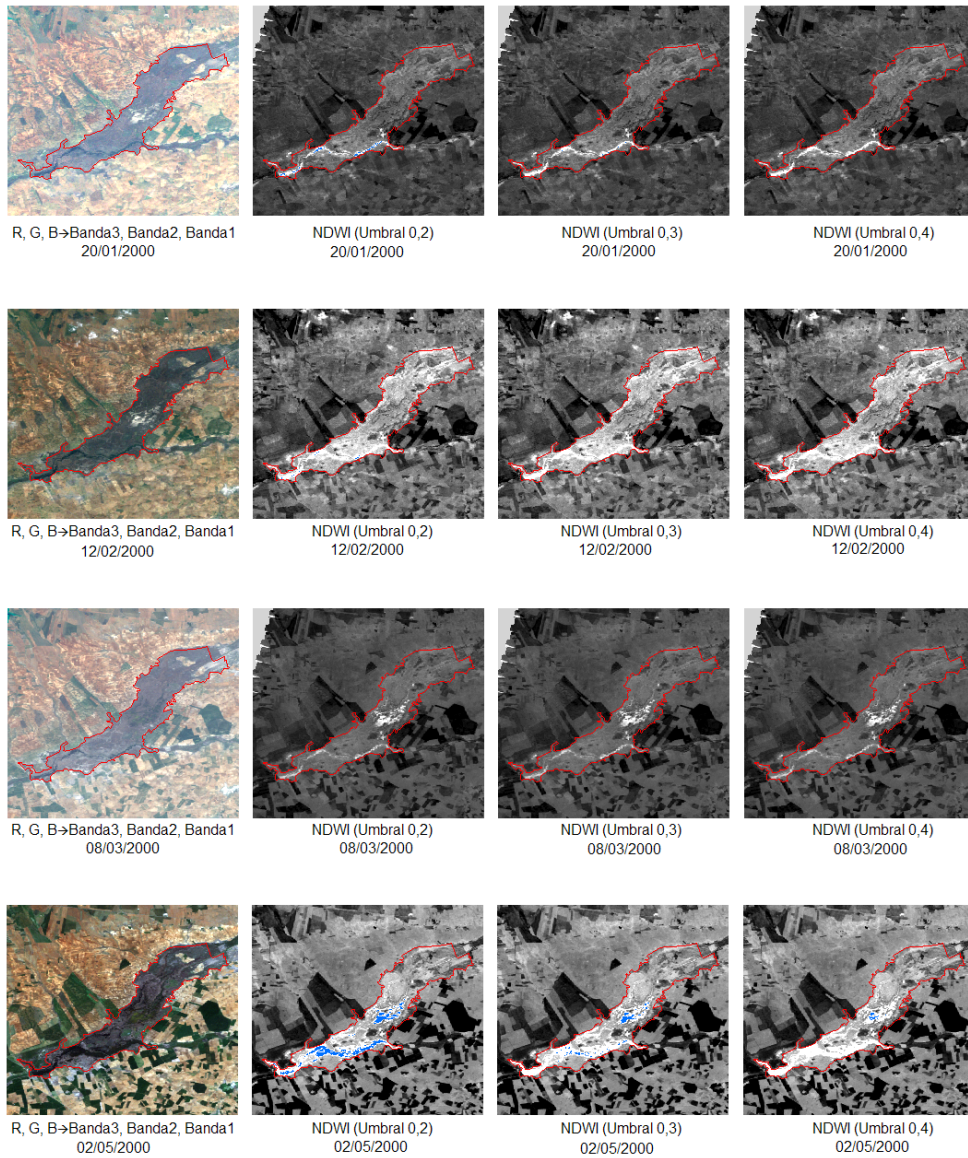


Figura 6.55. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de las Tablas de Daimiel en línea roja

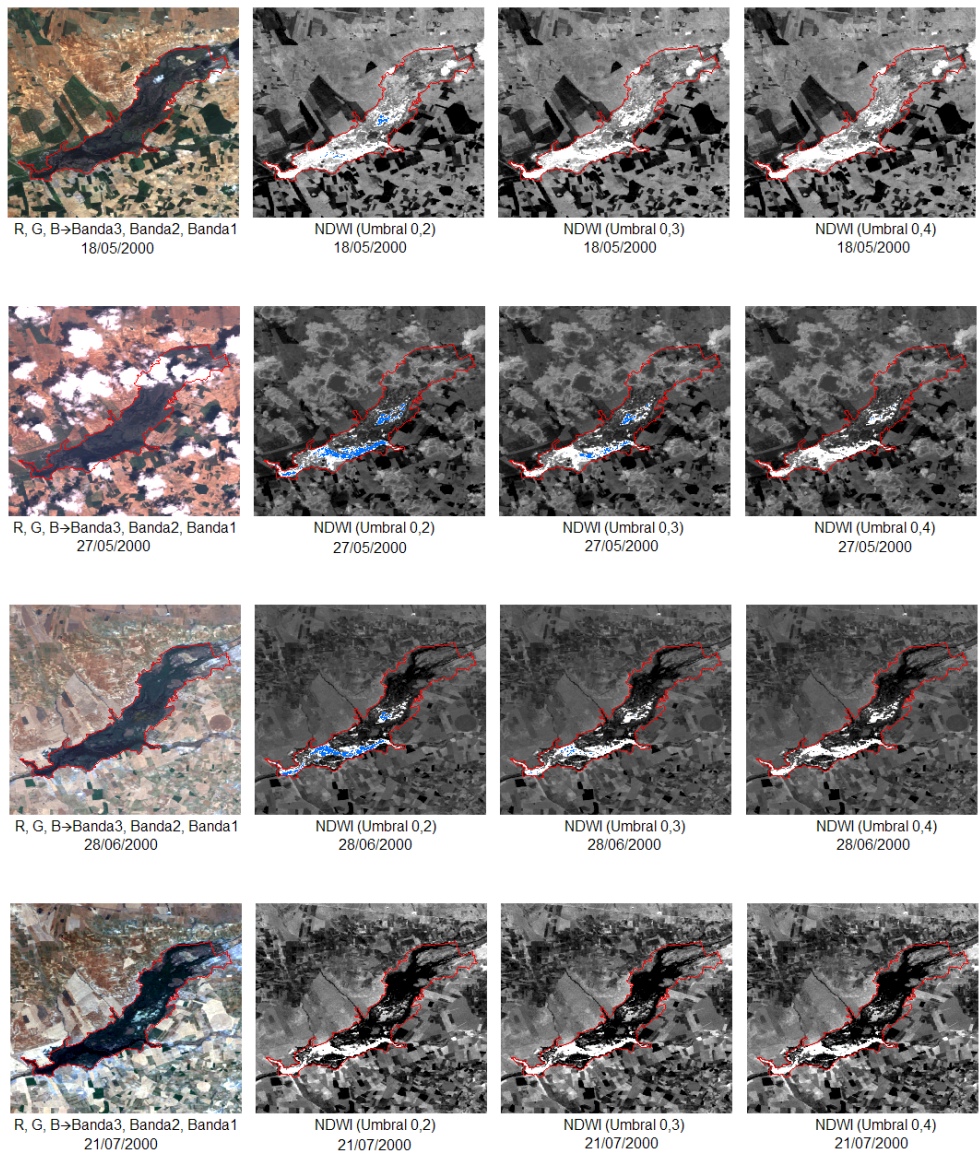


Figura 6.56. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de las Tablas de Daimiel en línea roja (continuación)

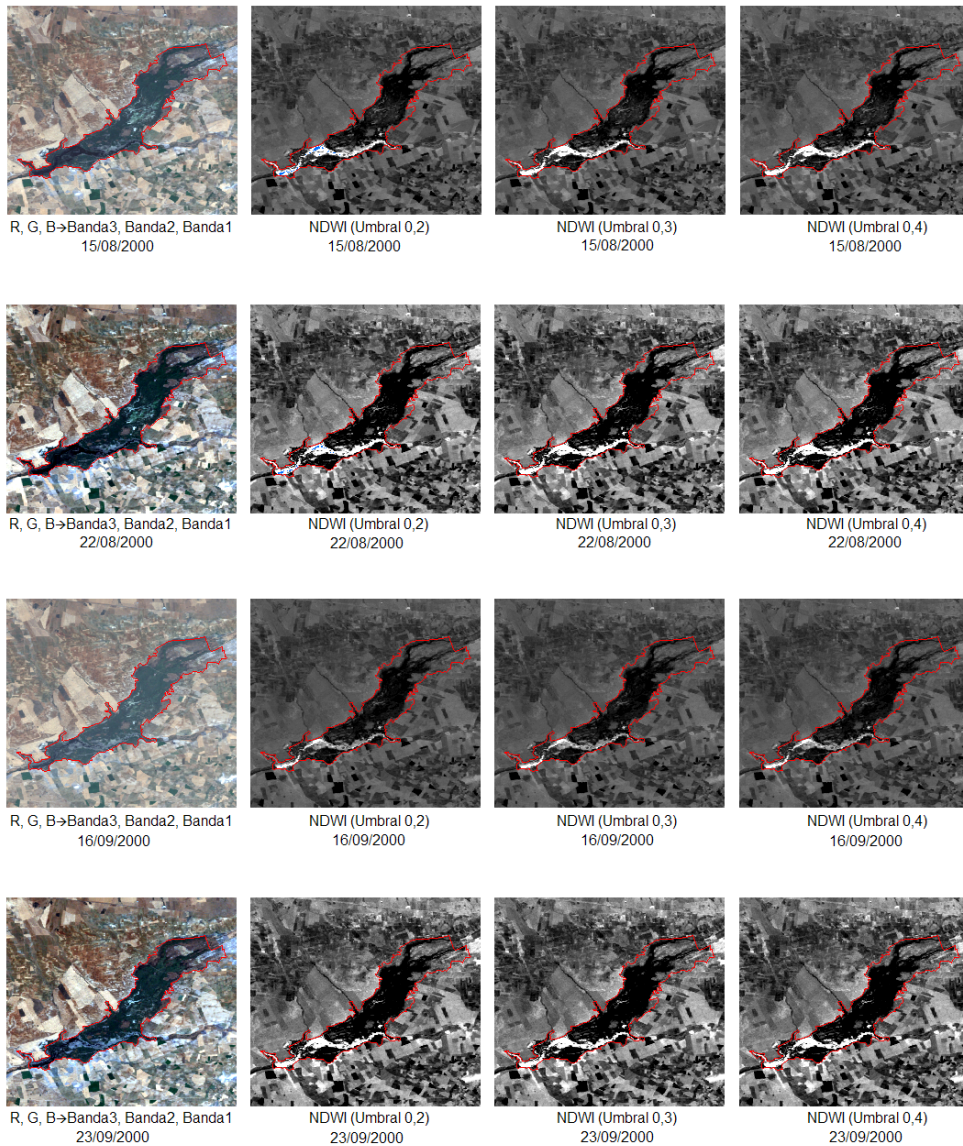


Figura 6.57. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de las Tablas de Daimiel en línea roja (continuación)

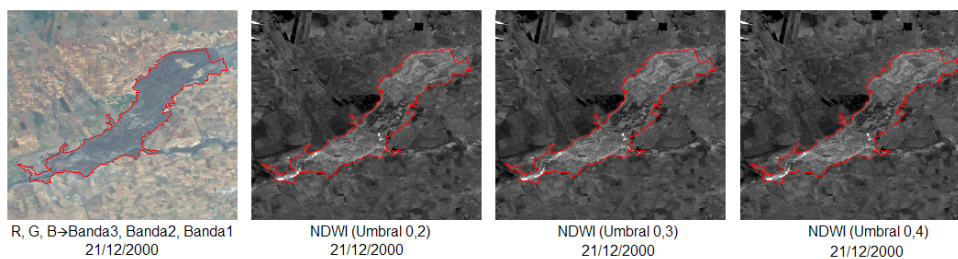


Figura 6.58. NDWI con aplicación de distintos valores umbral en color azul. Contorno de las Tablas de Daimiel en línea roja (continuación)

Los resultados obtenidos de la aplicación de los distintos umbrales al índice NDWI, muestran que no se detectan superficies de lámina de agua en las imágenes de los meses de marzo (08/03/2000), julio (21/07/2000), septiembre (16/09/2000 y 23/09/2000) y diciembre (21/12/2000) (figs. 6.55 a 6.58). Según la inspección visual de las imágenes, el umbral apropiado para la identificación de superficies de lámina de agua es 0,2. La tabla 17 del anexo 2 presenta los resultados obtenidos de superficie de lámina de agua inundada mediante NDWI y la aplicación de distintos umbrales.

La visualización de las bandas del infrarrojo cercano (IRC) e infrarrojo medio (IRM) de las imágenes explica las diferencias entre las superficies de lámina de agua obtenidas por MNDWI y NDWI (figs. 6.59 a 6.62).

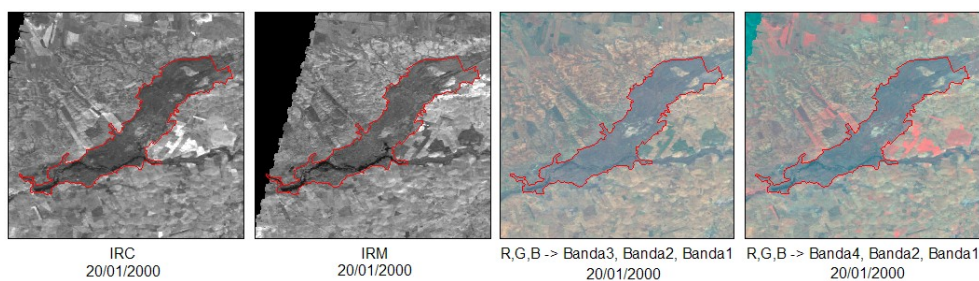


Figura 6.59. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color imágenes de año 2000. Tablas de Daimiel

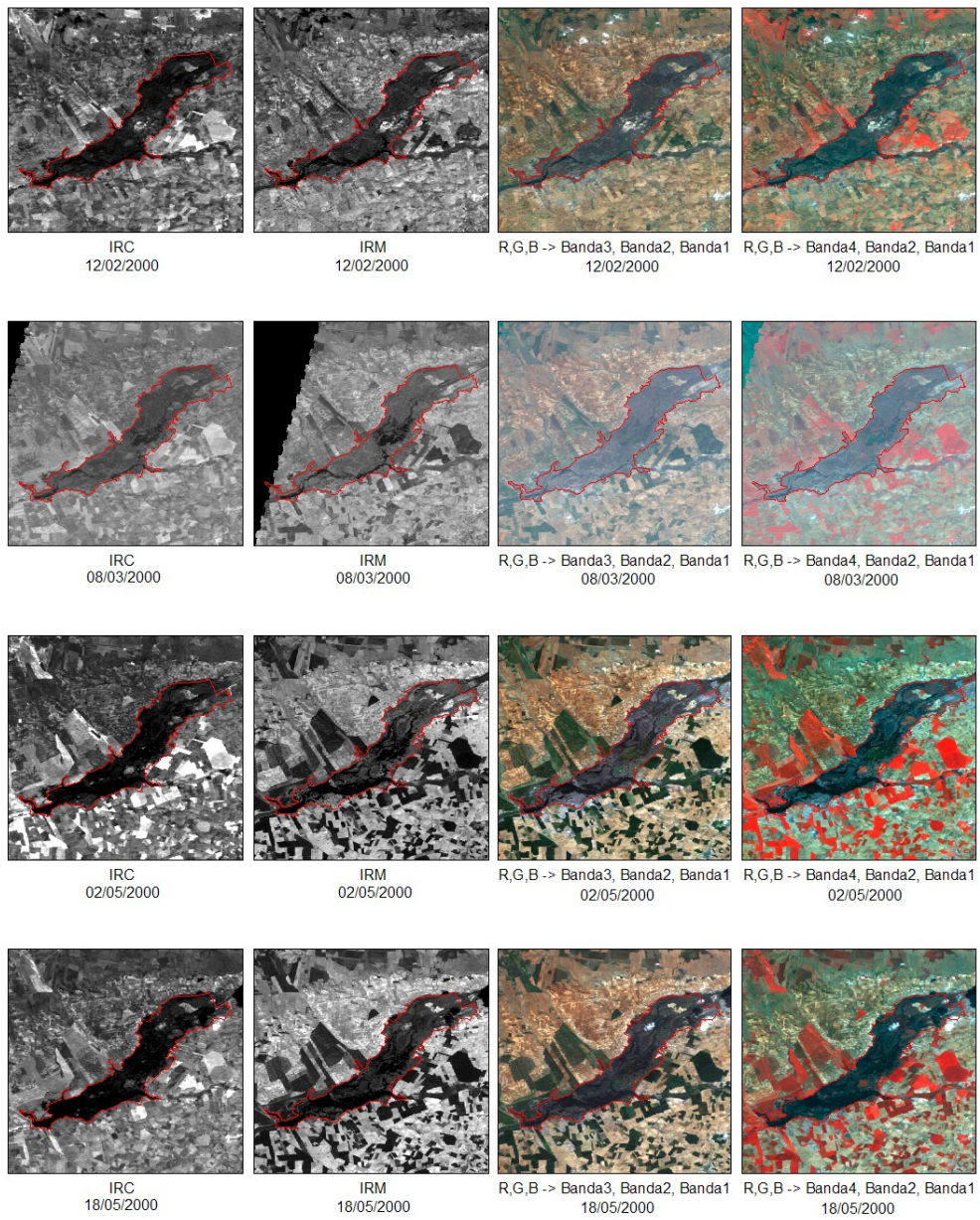


Figura 6.60. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color imágenes de año 2000. Tablas de Daimiel (continuación)

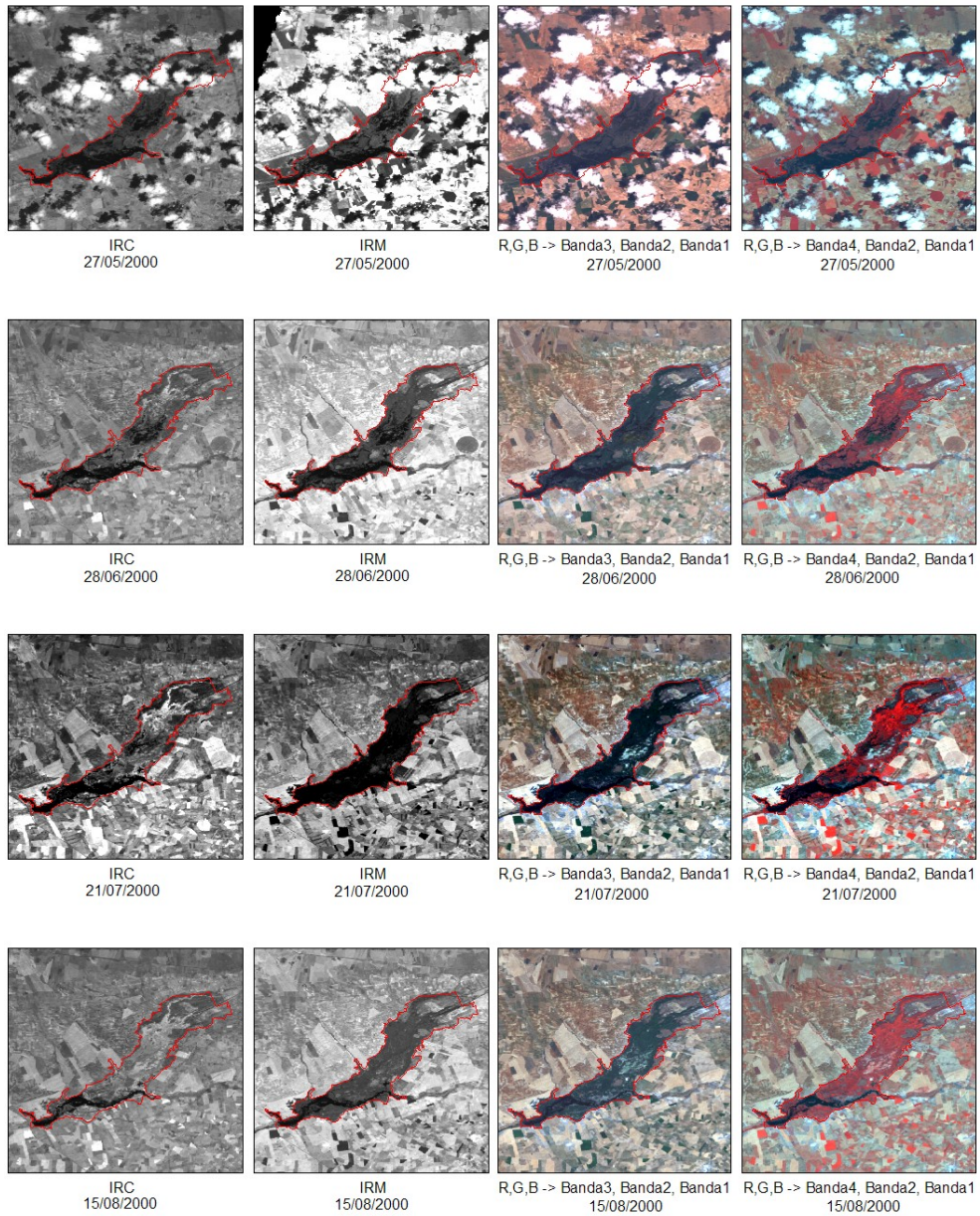


Figura 6.61. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color imágenes de año 2000. Tablas de Daimiel (continuación)

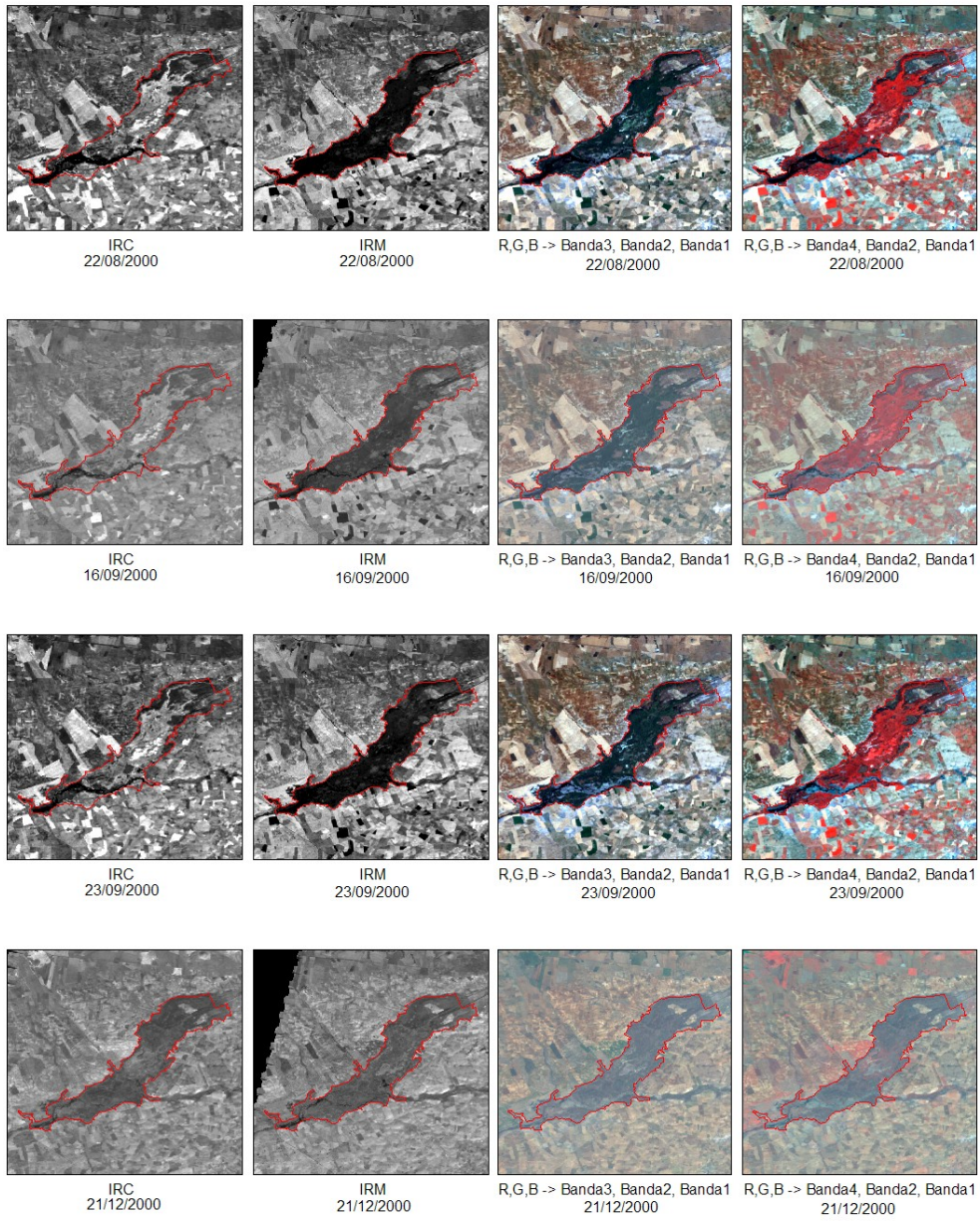


Figura 6.62. Bandas del infrarrojo cercano y medio, y composiciones en color imágenes de año 2000. Tablas de Daimiel (continuación)

El comportamiento de los valores de superficie a lo largo del año 2000 no ha podido examinarse por no disponer de datos, por tanto se procede a la presentación de resultados de comparación de superficies obtenidas mediante MNDWI, umbral aplicado de 0,3, y las obtenidas mediante NDWI, con la finalidad de obtener el valor umbral a aplicar a NDWI para la obtención de superficies de lámina de agua.

Las superficies de lámina de agua determinadas por los índices MNDWI y NDWI se han comparado visualmente. A continuación se presenta esta comparación visual para el grupo de imágenes ilustrativas, correspondientes al año 2000 (figs. 6.63 y 6.66).

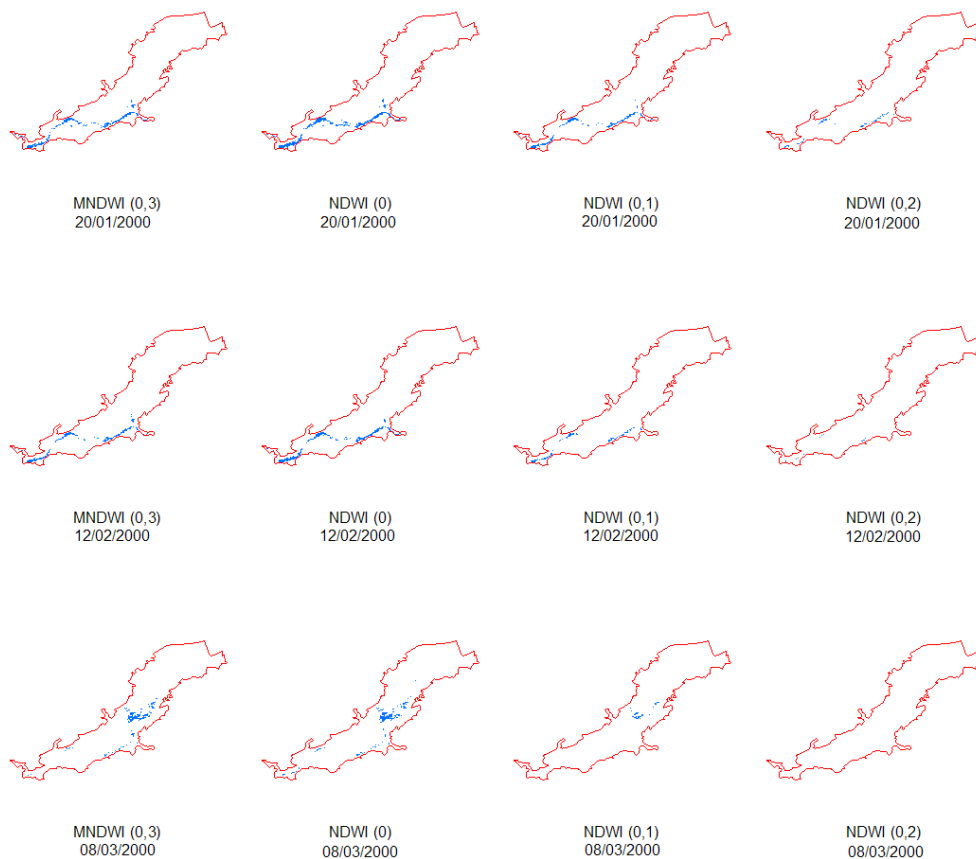


Figura 6.63. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI(0,3) y NDWI (varios umbrales) en Tablas de Daimiel

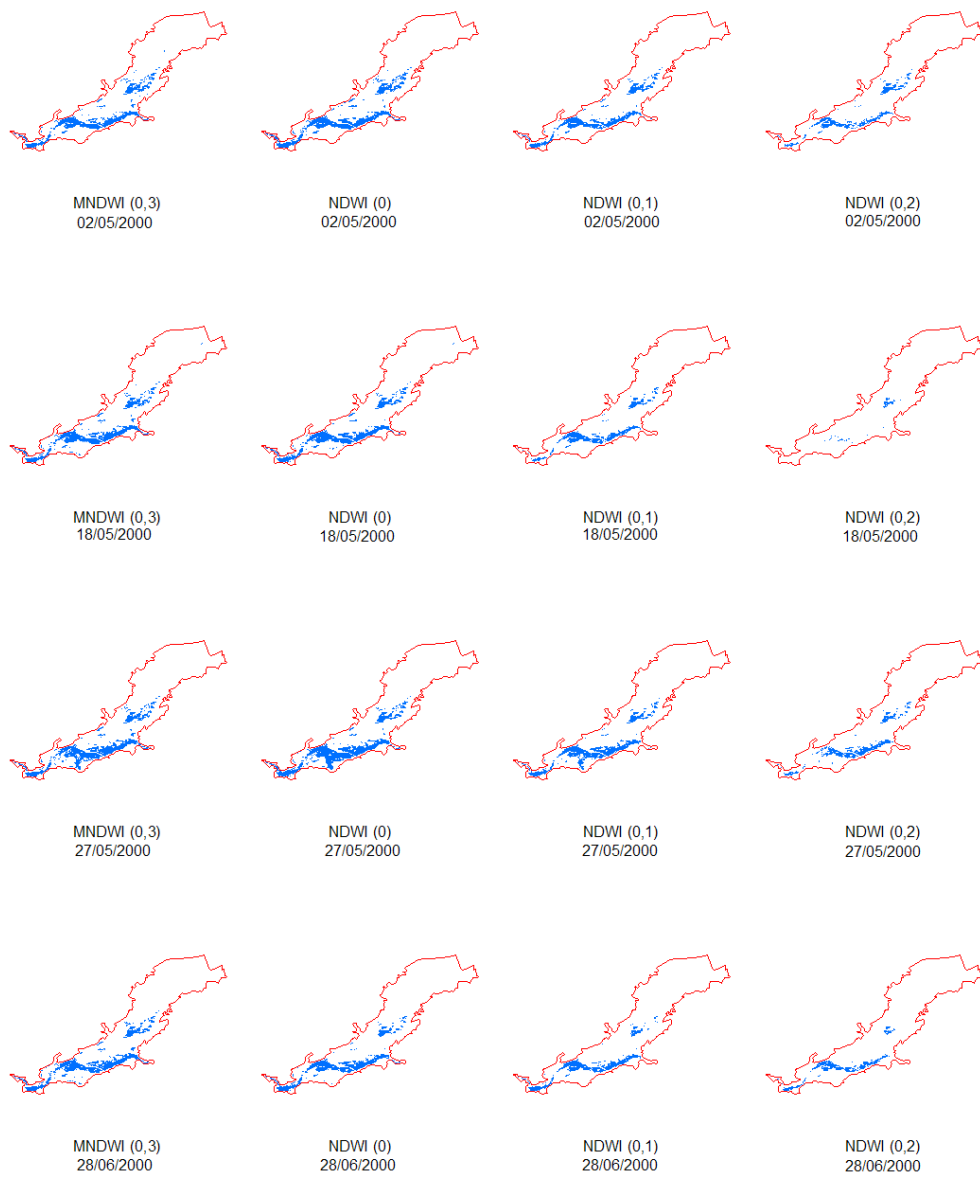


Figura 6.64. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI(0,3) y NDWI (varios umbrales) en Tablas de Daimiel (continuación)

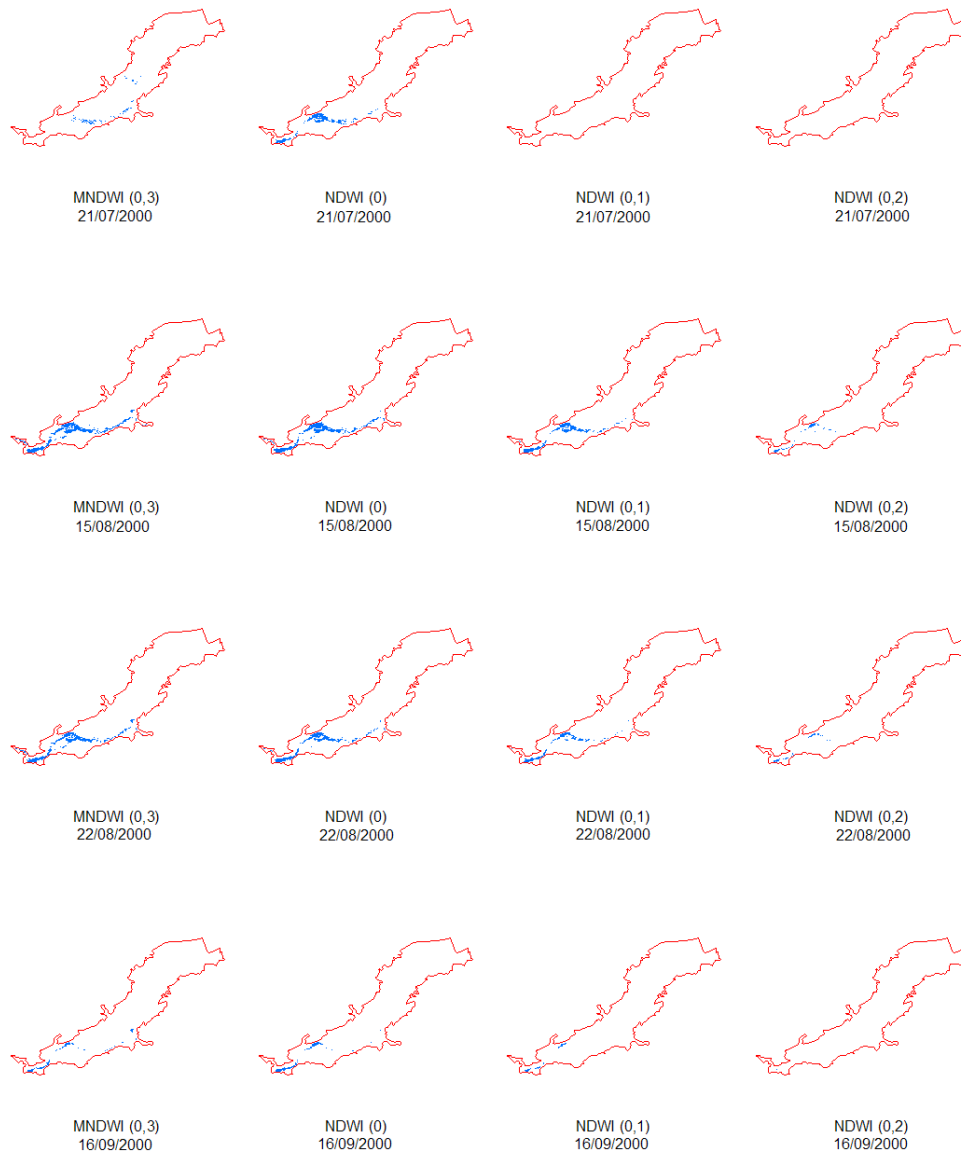


Figura 6.65. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI (0,3) y NDWI (varios umbrales) en Tablas de Daimiel (continuación)

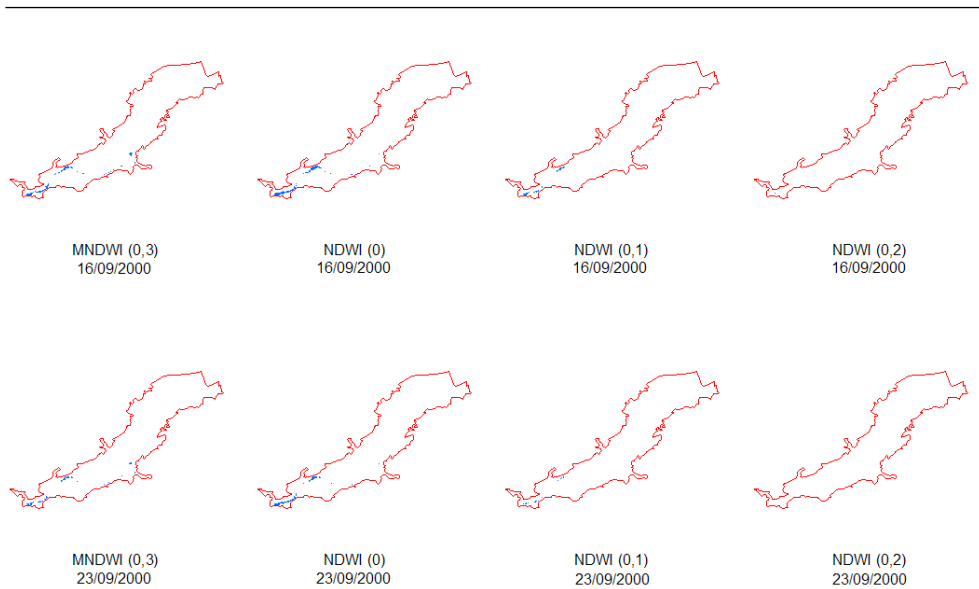


Figura 6.66. Comparación de superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI (0,3) y NDWI (varios umbrales) en Tablas de Daimiel (continuación)

La información de superficies obtenidas mediante los índices MNDWI (0,3) y el NDWI con la aplicación de distintos umbrales, se han comparado a través de la elaboración de un gráfico de doble valor (fig. 6.67). En la figura, se observa la comparación de los valores de superficie de lámina de agua obtenidos mediante el MNDWI (0,3) (SLA_{MNDWI}) y los valores obtenidos mediante el índice espectral NDWI (SLA_{NDWI}). Los puntos correspondientes al valor umbral 0, son los más próximos a la línea La línea $SLA_{MNDWI} = SLA_{NDWI}$, lo que indica que para este umbral los valores de superficies determinados mediante son más próximos a MNDWI (0,3), es decir el valor umbral >0 , es aquel para el que se obtiene una superficie de lámina de agua de mayor precisión. Por otra parte, se observa que la mayoría de los puntos se encuentran por debajo de la línea, lo que indica que los resultados de superficie de lámina de agua obtenidos mediante NDWI son mayores que los obtenidos con MNDWI.

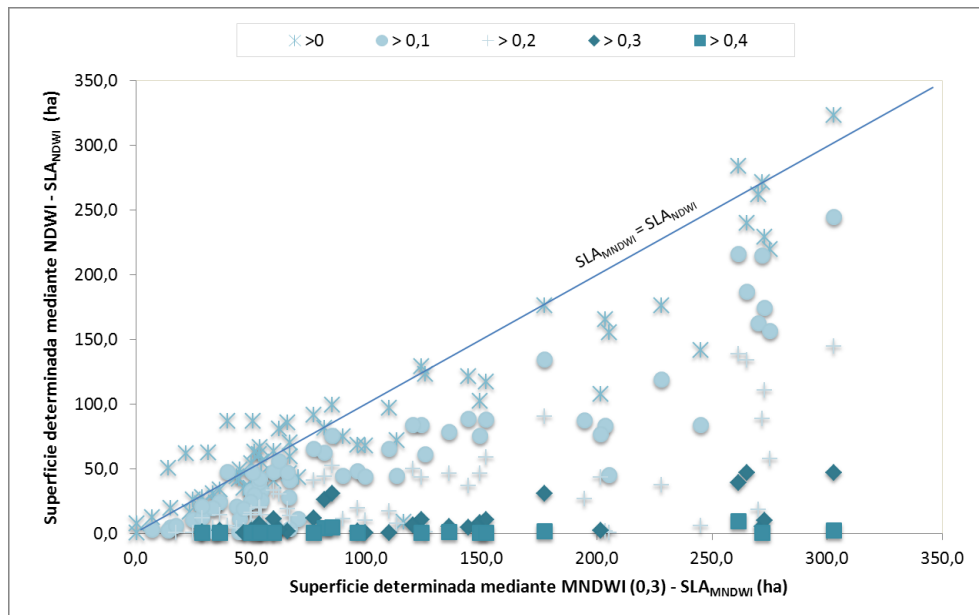


Figura 6.67. Gráfico de dobles valores. Superficies MNDWI (0,3) – Superficies NDWI (varios umbrales). Tablas de Daimiel

El análisis de correlación realizado entre los valores de superficies de lámina de agua obtenidos mediante MNDWI (0,3) y NDWI (varios umbrales), muestra los valores de coeficientes de correlación más altos para 0,1 (tabla 6.4).

Tabla 6.4. Coeficientes de correlación entre MNDWI (0,3) y NDWI (varios umbrales). Tablas de Daimiel

Estadístico	NDWI				
	> 0,0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
Coefficiente de correlación	0,19	0,91	0,70	0,58	0,21
Coefficiente R2	0,03	0,83	0,48	0,34	0,04

El valor umbral de 0,1 para aplicar al índice NDWI con el fin de diferenciar las superficies de lámina de agua resulta ser el más adecuado para este propósito, ya que facilita el filtrado de sombras, y presenta superficies más ajustadas a las identificadas mediante MNDWI (umbral 0,3). Los resultados tabulados de la superficies de lámina de agua identificadas mediante MNDWI (umbral 0,3) y NDWI (umbral 0,1) se presentan en tabla 18 del anexo 2.

El modelo digital de terreno (MDT) del Plan Nacional Ortofotografía Aérea (Pnoa, 2015), ha permitido obtener los valores de cota de nivel máximo y mínimos del humedal de las Tablas de Daimiel y representar las variaciones de nivel al interior. Los valores mínimos y máximos de cota de nivel según el MDT al interior de la cubeta varían entre 600,675 y 617,277 m s.n.m. (fig. 6.68)

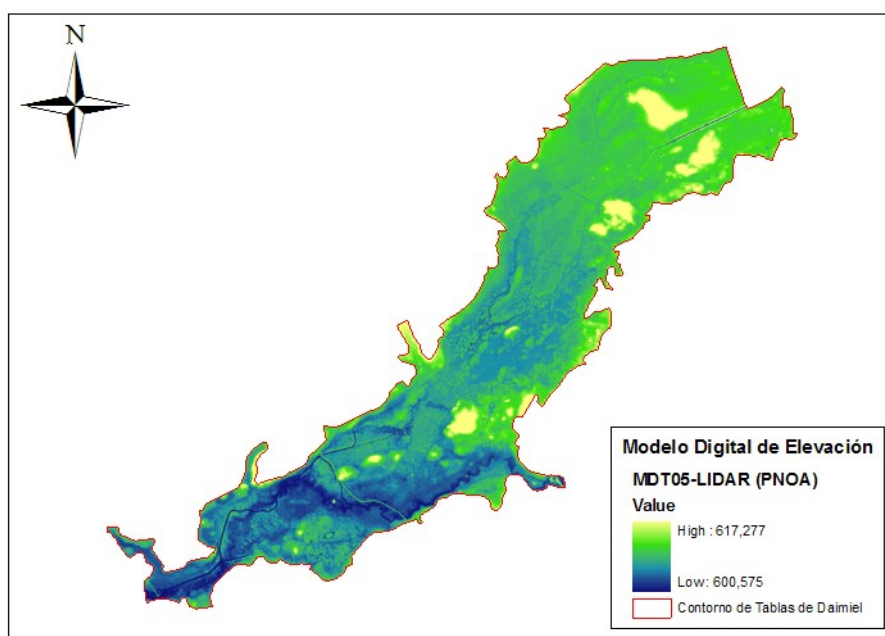


Figura 6.68. Modelo digital de terreno (MDT) del PNOA para el humedal de las Tablas de Daimiel

El MDT ha permitido, de igual forma, determinar las curvas que relacionan los niveles de alturas teóricas de la lámina de agua con sus correspondientes superficies de inundación y el volumen ocupado por el agua, o curvas de llenado. Estos valores se presentan en la tabla 19 del anexo 2. Los valores han sido obtenidos mediante funciones SIG de ArcGIS de superficie-volumen, utilizando valores de cota con variación de 5 cm en altura (nivel teórico de lámina de agua) tal como se presenta en la tabla 19 del anexo 2.

Los datos tabulados de la tabla 19 del anexo 2 se han representado gráficamente con el fin de visualizar relaciones entre los parámetros Nivel, Superficie y Volumen obtenidos a partir del MDT. Las curvas de relaciones obtenidas se presentan en la figura 6.69.

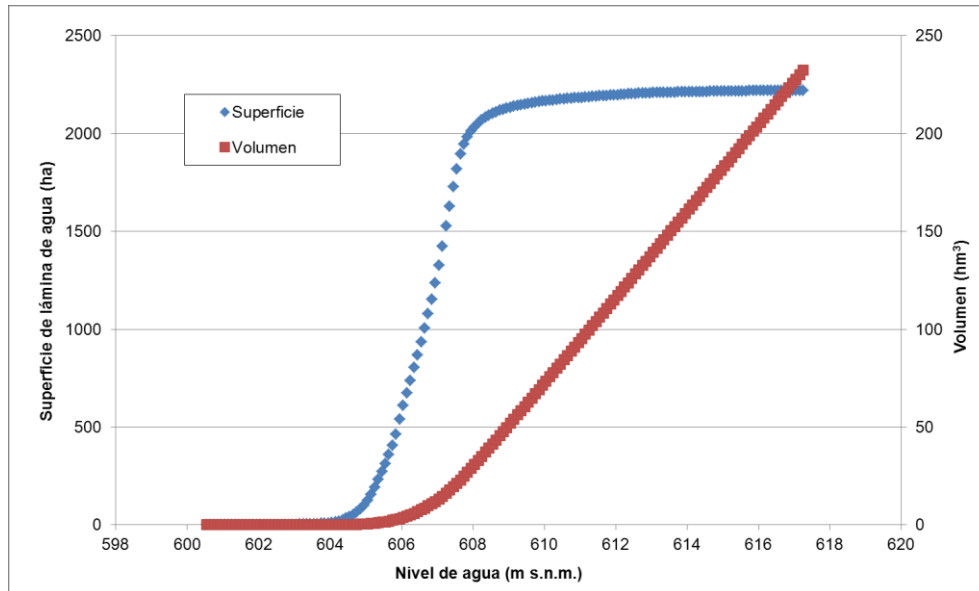


Figura 6.69. Curvas de Nivel, Superficie y Volumen obtenidos a partir del MDT (PNOA) en Tablas de Daimiel

Los valores de cota de nivel de agua que corresponden a las superficies de lámina de agua han sido determinadas mediante la interpolación entre valores de puntos Nivel-Superficie-Volumen (fig. 6.69). El tipo de interpolación considerada es lineal entre puntos consecutivos tanto de la curva Nivel-Superficie como de la curva Nivel-Volumen. La tabla 20 del anexo 2 recoge los resultados de la metodología aplicada para la obtención de la cota de nivel de agua y el volumen.

La comparación de los resultados obtenidos mediante técnicas de teledetección con datos de niveles de lámina de agua no se ha podido realizar en este trabajo. Sin embargo, ha sido posible realizar el análisis de las superficies obtenidas mediante las técnicas presentadas en este trabajo y las superficies de inundación presentadas en el documento del Plan REGATA (Alvarez Cobelas *et al.*, 2009).

Los valores de superficies obtenidas de lámina de agua obtenidas mediante MNDWI se han comparado a continuación con la información de superficies aportadas por el estudio del Plan REGATA denominadas pautas de inundación en las Tablas de Daimiel. Las pautas de inundación en el humedal de las Tablas de Daimiel indican el proceso de inundación, no la extensión de la superficie inundada datada. La extensión espacial datada de superficies de lámina de agua no se encuentra disponible en el estudio, solo su valor. Los datos de superficie inundada utilizados del Plan REGATA se recogen en la 21 del anexo 2.

Capítulo 7

Discusión

Este capítulo expone la discusión de resultados y la metodología desde dos enfoques. El primero de ellos se refiere a los materiales y métodos, y a la validación de la metodología; este enfoque se presenta en el apartado denominado alcance metodológico. El segundo enfoque trata sobre los resultados obtenidos para cada uno de los casos de estudio. Finalmente, y basado en los apartados anteriores, se presenta el apartado de limitaciones de la metodología.

7.1. Alcance metodológico

Dentro de este apartado, se discuten los resultados en relación a la superficie de lámina de agua obtenidos por dos índices espectrales, el análisis visual como método para validar los resultados obtenidos de los índices espectrales, los modelos digitales de terreno y la obtención de curvas de llenado a partir de ellos, la importancia de la metodología en la restitución de series históricas de datos, la relación con la vegetación (no examinada). Es muy importante recalcar que la información de partida para la aplicación y desarrollo de la metodología ha correspondido a fuentes de información de alta calidad y no menos importante que son fuentes de información de acceso completo al público. Esto es de suma importancia ya que la disponibilidad de fuentes de información de este tipo permite el estudio, al menos aproximado, de los humedales para los que solo se dispone de información hidrológica incompleta o parcial.

7.1.1. Índices espectrales

La utilización de dos de los índices espectrales propuestos en la bibliografía y más usados en estudios recientes, ha permitido la identificación de superficies de lámina de

agua. Inicialmente se pensó en desarrollar un estudio utilizando el índice NDWI (*Normalized Difference Water Index*) para identificar superficies de lámina de agua, ya que el conjunto de imágenes desde los sensores MSS Landsat 1 a ETM⁺ Landsat 7 poseen bandas en los rangos del espectro del verde y del infrarrojo cercano. Esto permitiría mantener, de cierta forma, una homogeneidad en cuanto a la obtención de resultados, ya que se emplearía una sola formulación de índice espectral. Sin embargo, al calcular el índice se observó que en muchas de las fechas no se detectaban superficies de lámina de agua, aplicando incluso el valor umbral más bajo (cero), lo que puso en duda la utilización exclusiva de este índice espectral.

El índice espectral MNDWI (*Modified Normalized Difference Water Index*), aplicable al conjunto de imágenes con bandas en los rangos espectrales del verde y el infrarrojo medio, sensores TM Landsat 4 a ETM⁺ Landsat 7, permitió identificar superficies de lámina de agua en imágenes de fechas para las que el índice espectral NDWI no detectó superficie de lámina de agua alguna. Al igual que el índice NDWI, el índice MNDWI requería la aplicación de un valor umbral para distinguir las superficies de lámina de agua de otras estructuras, que permitiera la eliminación del ruido.

Los resultados del análisis visual realizado a partir de composiciones RGB y los resultados de la aplicación de distintos valores umbral al índice espectral MNDWI han permitido comprobar que la elección de un umbral de 0,3 es adecuada para la determinación de superficies de lámina de agua mediante este índice espectral. Los resultados obtenidos con el umbral de 0,4 reducía la superficie detectada, mientras que los resultados para el índice inferior 0,2 incluían sombras de nubes.

El número de imágenes, para el cual se han detectado superficies de lámina de agua mediante el cálculo de cada uno de los índices espectrales MNDWI y NDWI, con aplicación de valores umbrales examinados en este estudio, y recomendados (Gautam *et al.*, 2015), se puede observar en la tabla 7.1. La diferencia en el número de imágenes señala que el MNDWI permite obtener más información de superficies de lámina de agua. Los resultados mostrados en la tabla corresponden a los resultados preliminares antes de examinar las incidencias ocasionadas por nubosidad leve o bruma.

Tabla 7.1. Cantidad de datos de superficies de lámina de agua obtenidos mediante los índices espectrales utilizados en los humedales casos de estudio

	MNDWI			NDWI				
	> 0,2	> 0,3	> 0,4	> 0,0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
Fuente de Piedra	38	38	37	33	25	20	15	12
Gallocanta	117	113	107	103	80	62	50	31
Doñana	67	67	64	67	66	64	60	51
Tablas de Daimiel	76	74	73	76	67	59	36	19

La tabla muestra, a primera vista, cierta consistencia en la cantidad de información obtenida por el MNDWI, y la aplicación de varios índices. Por el contrario, para el NDWI se ha obtenido una gran variabilidad en el número de superficies detectadas con la aplicación de varios umbrales.

El análisis comparativo realizado a los índices de manera que se pudiera obtener el valor umbral apropiado a aplicar al NDWI, tomando como referencia las superficies detectadas mediante MNDWI (0,3), ha resultado en valores muy bajos de umbral a aplicar a NDWI (0 y 0,1), lo que lleva a la inducción de errores causado por la inclusión de sombras de nubes. Como se ha visto, el número de imágenes para las que se ha utilizado el índice ha sido muy inferior de acuerdo al total de la información obtenida, y disminuirá a medida que se obtengan nuevos datos de imágenes. Es de recordar que, el periodo de estudio adoptado comprende desde 1972 a 2006, no se ha incluido la información desde 2006 hasta la actualidad, para el cual se cuenta con información de los sensores TM Landsat 4-5 y OLI-TIRS Landsat 8 que poseen bandas en el rango del espectro del infrarrojo medio.

Una de las reflexiones importantes a considerar es que los resultados de superficie de lámina de agua obtenidos en los casos de estudio, sus tendencias o su variación interanual, deberán estudiarse como parte de un todo. Los factores que pueden incidir en las variaciones interanuales de superficies de lámina pueden incluir desde cambios climatológicos (como el cambio climático global), hasta variaciones en los regímenes de explotación de los acuíferos subyacentes. Por tal razón, se considera prudente no utilizar los resultados de forma exclusiva para explicar un comportamiento, sino para validar o acompañar los resultados de métodos más precisos y poder incluir, de alguna manera, todas esas variables.

Los resultados obtenidos de series históricas de superficies de lámina de agua constituyen una información clave a incluir en los procesos de modelización de necesidades hídricas de los humedales, y las imágenes de satélite una nueva de fuente de información para este propósito.

7.1.2. Superficies de lámina de agua

La interpretación visual de las composiciones RGB ha sido abordada para la validación de resultados de obtención de superficies de lámina de agua mediante la utilización del índice MNDWI y con aplicación de distintos umbrales.

Como se ha sido expuesto en el capítulo 5 de Materiales y Métodos, apartado 5.2.4, la utilización de ortofotografías para la validación georreferenciada de los resultados, que había sido propuesta, no fue realizable ya que la información de la que disponía eran mosaicos de fotogramas lo que no ofrecía una fecha precisa de captura, que pudiera ser comparable con las imágenes Landsat que tienen una fecha precisa. Por otra parte, no se tuvo acceso a información de los sitios de estudio con información sobre la distribución espacial de la superficie inundada.

Las composiciones RGB han permitido la interpretación visual de las imágenes en función de la experiencia en la inspección e interpretación. La interpretación visual de resultados ha resultado ser una de las metodologías de validación más utilizadas (Chuvieco, 2010b).

Los resultados de validación visual realizada mediante la interpretación de composiciones RGB en relación a la utilización del índice MNDWI y la determinación del mejor valor umbral (0,3) para determinar superficies de agua, coincide con el trabajo realizado por Gautam *et al.* (2015) en el que la aplicación de este índice y valor umbral resultaron ser los más apropiados para identificar superficies de lámina de agua. Las superficies mediante esta metodología se han empleado en dicho trabajo han sido usados como valores de referencia para probar la eficiencia de otras métodos de teledetección para la identificación de superficies de lámina de agua. La validación global de la metodología es satisfactoria para los casos de estudio (apartado 7.1.4). Sin embargo, es importante recalcar que una validación de la distribución espacial de las superficies de lámina de agua es necesaria y debe ser objeto de futuros estudios.

7.1.3. Curvas de llenado

El uso de información disponible de modelos digitales de terreno (MDT) y herramientas de sistemas de información geográfica (SIG) han permitido la construcción de curvas de llenado; y éstas, a su vez, la determinación de datos de niveles a partir de los resultados de superficie de lámina de agua, mediante MNDWI.

La propuesta metodológica de por sí, es una gran contribución al estudio de las necesidades hídricas de los humedales, como quiera que las curvas de llenado de los humedales son imprescindibles en la modelización hidráulica-hidrológica para la propuesta de necesidades hídricas.

Los MDT-LiDAR de 0,5 m de resolución del Plan Nacional de Ortofotografías Aéreas (PNOA), y de acceso público, tiene un gran peso en los resultados logrados en este trabajo. La calidad de este producto cartográfico se manifiesta en los resultados de niveles obtenidos con la metodología aplicada, que han resultado ser muy satisfactorios y que se ha verificado con los resultados de la laguna de Fuente de Piedra, para los cuales ha sido posible realizar una comparación con datos de niveles. Esto valora positivamente la metodología propuesta en esta tesis y los materiales usados en ella.

Las curvas de llenado de los humedales podrían mejorarse con estudios de levantamiento topográficos de detalle de los humedales que permitan obtener la batimetría de fondo. Los MDT-LiDAR 0,5m del PNOA disponibles para los casos de estudio presentaron situaciones anómalas, quizá debido a que la adquisición de la información se realizó en distintas fechas con existencias de profundidades de lámina de agua distintas igualmente entre cada una de esas fechas. La adquisición de este tipo de información (LiDAR) debe realizarse en fechas en las que el humedal se encuentre en sus niveles más bajos, de forma que pueda restituirse la topografía de fondo.

Fuentes de información de MDT como imágenes radar transportados en satélites pueden ser usadas para obtener no solamente la topografía de la cubeta de los humedales, sino también detectar cambios de fondo (como por ejemplo identificar situaciones de colmatación o erosión) empleando técnicas de interferometría radar.

7.1.4. Restitución y validación de series históricas de superficie, volúmenes y niveles de agua

Este apartado presenta la validación de los resultados obtenidos mediante la aplicación de las técnicas de teledetección conjuntas (imágenes Landsat, Proceso de imágenes, MDT-LiDAT, etc.) y que con las que se han podido determinar las superficies de lámina de agua, volúmenes de agua y niveles de lámina de agua. La validación de los resultados se expone para los casos de los que dispuso de información de terreno. La validación de estos resultados ha sido posible en los humedales de laguna de Fuente de Piedra, laguna de Gallocanta y en Tablas de Daimiel.

Los resultados obtenidos de niveles mediante técnicas de teledetección para el humedal de la laguna de Fuente de Piedra se han comparado con los valores de niveles medidos obtenidos *in situ* con la finalidad de validar la metodología a través de los resultados (fig.7.1). En esta figura se presentan los valores de niveles de lámina de agua de mediciones del limnómetro (NLA-LIMN) y los niveles de lámina de agua determinadas mediante técnicas de teledetección (NLA-TD).

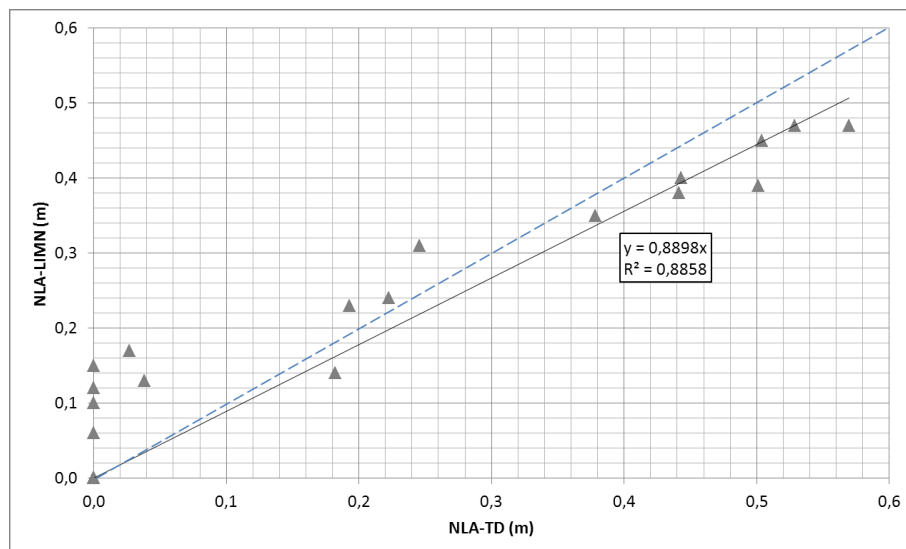


Figura 7.1. Análisis de la relación esperada entre NLA-LIMN y NLA-TD en el humedal laguna de Fuente de Piedra

Respecto a la línea valores de nivel de lámina de agua que se espera idealmente obtener mediante la aplicación de técnicas de teledetección (diagonal 1:1), representada por la línea de trazos largos en azul (fig. 7.1); se observa que los puntos con valores de NLA-TD inferiores a 0,1 m están más alejados de esta diagonal que aquellos valores superiores a este valor. Este análisis de la información representada gráficamente indica que valores de nivel de lámina de agua por debajo de 0,1 m tienen un bajo ajuste. La línea de tendencia lineal para todo el conjunto de datos, y su correspondiente ecuación, se presenta igualmente en la figura.

Es importante remarcar que el orden de magnitud es de tres para la resolución de las imágenes Landsat utilizadas (30 metros) en comparación con los valores de nivel obtenidos mediante las técnicas de teledetección que son inferiores a 0,1 m (entre 0,0 m y 0,2 m). De acuerdo a lo anterior y dado el bajo ajuste de los valores de NLA-TD inferiores a 0,1 m a la diagonal esperada se han descartado el grupo de datos para los cuales NLA-TD es inferior a 0,1 m. La diferenciación de los datos en dos grupos: conjunto de valores de NLA-TD inferiores a 0,1 m y valores de NLA-TD superiores a 0,1 m, se presenta en la figura 7.2 como círculos de color rojo y triángulos en color verde, respectivamente.

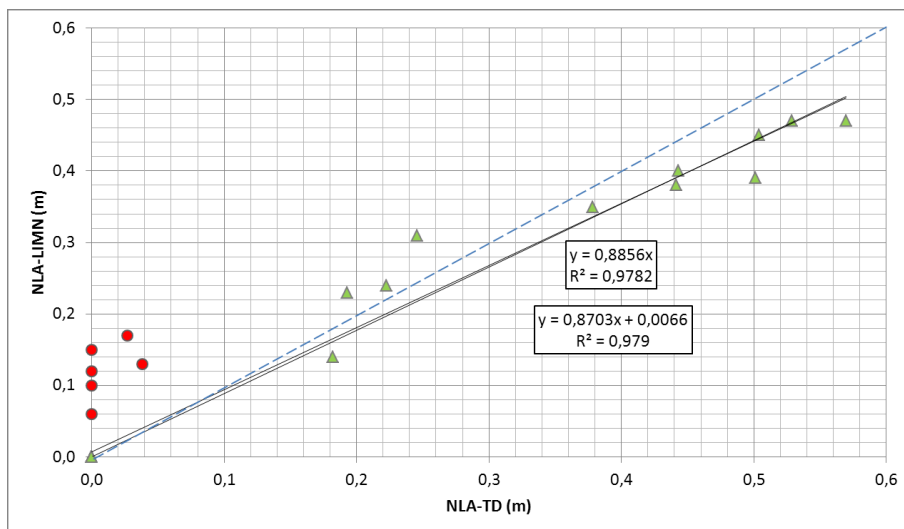


Figura 7.2. Relación encontrada entre NLA-LIMN y NLA-TD en el humedal laguna de Fuente de Piedra

El gráfico de la figura 7.2 presenta las ecuaciones de las tendencias lineales con y sin intersección al punto 0,0 que se obtienen para los valores de NLA-TD superiores a 0,1 m (triángulos en color verde). Los coeficientes de R^2 de las dos ecuaciones son altos

valores altos y superiores a los de la ecuación presentada en la figura 7.1. Se puede observar además que el valor de corte con el eje NLA-TD es casi nulo (0,0066) y los valores de R^2 de las dos ecuaciones son elevados y no difieren considerablemente (0,9782 y 0,979). En vista del análisis realizado, la técnica de obtención de valores obtenidos mediante teledetección puede considerarse válida para aquellos valores determinados de nivel de lámina de agua superiores a 0,1 m. De esta forma el modelo que permitiría obtener los niveles de lámina de agua mediante la aplicación de técnicas de teledetección en el caso de la laguna de Fuente de Piedra puede escribirse como $NLA-LIMN (m) = 0,8856 \cdot NLA-TD (m) (R^2=0,9782)$.

Los resultados obtenidos para el humedal de la laguna de Gallocanta en relación a los niveles de lámina de agua obtenidos mediante técnicas de teledetección también se han analizado mediante la comparación con valores de niveles de lámina de agua medidos *in situ*, tal como se observa en la figura.7.3. Esta figura presenta los valores de niveles de lámina de agua de mediciones del limnómetro (NLA-LIMN) y los niveles de lámina de agua determinadas mediante técnicas de teledetección (NLA-TD).

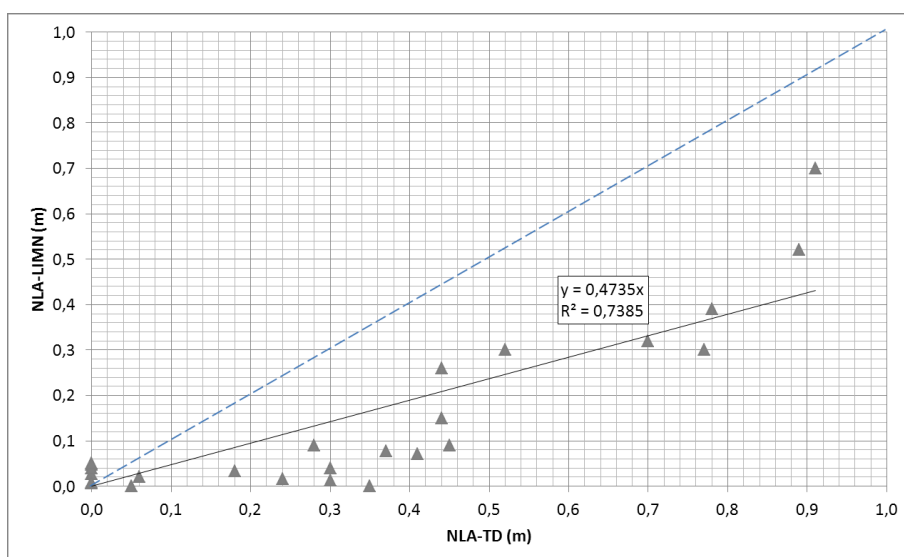


Figura 7.3. Análisis de la relación esperada entre NLA-LIMN y NLA-TD en el humedal laguna de Gallocanta

Respecto a la línea valores de nivel de lámina de agua que se espera idealmente obtener (diagonal 1:1), representada por la línea de trazos largos en azul (fig.7.3), se observa que el ajuste a la diagonal no es bueno y que los puntos si sitúan por debajo de la diagonal lo que indica que la determinación de valores de niveles de lámina de agua mediante técnicas de teledetección es inferior a los valores de referencia (valores de campo).

Los resultados de la correlación de los valores, interpretados de la ecuación de ajuste de tendencia lineal, muestran un valor R^2 satisfactorio que evidencia una relación entre los valores de NLA-LIMN y NLA-TD. Analizando la gráfica de la figura 7.3 se observa igualmente la muestra puede dividirse aquellos valores de NLA-TD inferiores a 0,1 m y superiores a 0,1 m. De esta forma se plantea un análisis de la información no incluyendo aquellos valores de NLA-TD inferiores a 0,1 m, visto el orden de magnitud presente entre la resolución de las imágenes y los datos de niveles de lámina de agua medida en terreno. La figura 7.4 presenta los datos excluidos del siguiente análisis mediante círculos de color rojo, y los incluidos como triángulos de color verde.

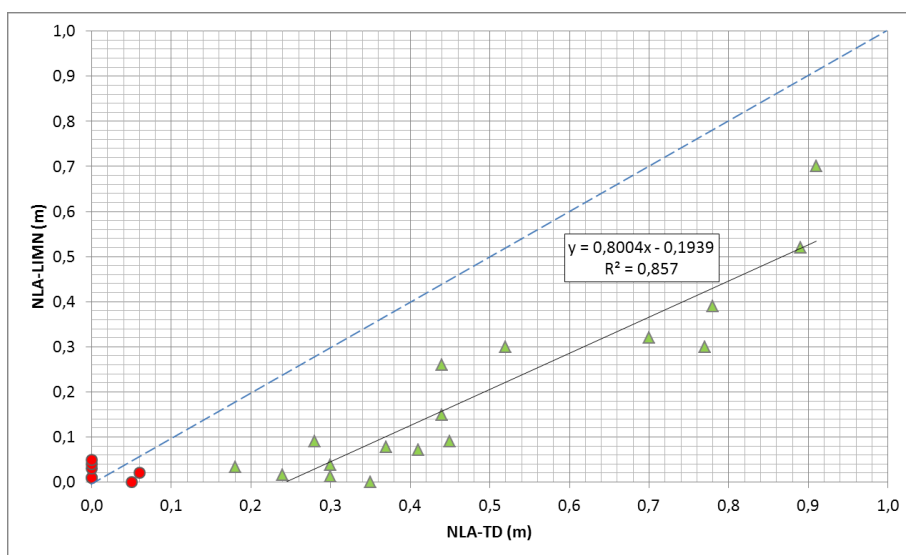
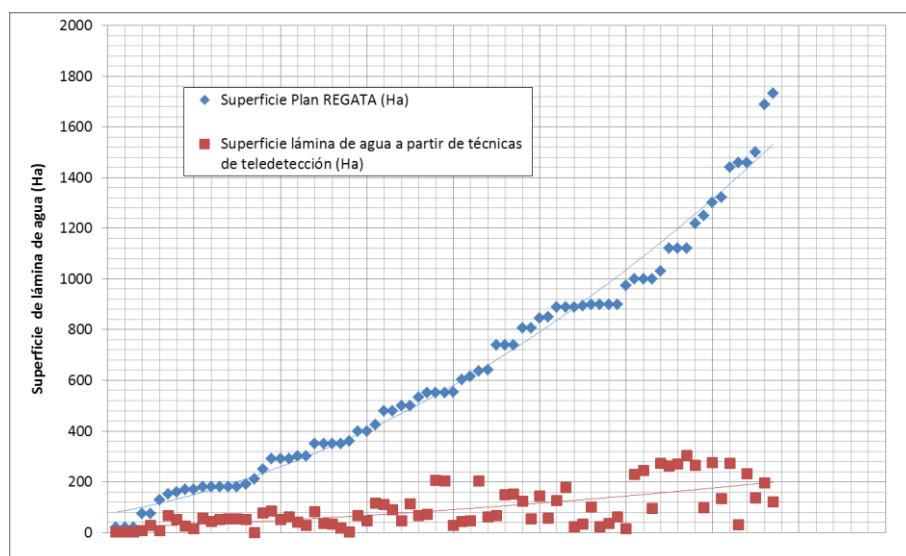


Figura 7.4. Relación encontrada entre NLA-LIMN y NLA-TD en el humedal laguna de Gallo-canta

La ecuación de la línea de tendencia lineal correspondiente a los valores de NLA-TD superiores a 0,1 (triángulos de color verde) presenta un buen ajuste con un valor de coeficiente R^2 de 0,857 (fig. 7.4). La ecuación de esta tendencia línea permitirá obtener valores de nivel de lámina de agua a partir de técnicas de teledetección a través de la siguiente expresión: $NLA-LIMN (m) = 0,8004 \cdot NLA-TD (m) - 0,1939 (m)$. El modelo de la ecuación anterior tiene un error de 0,24 (m) que resulta de igualar a cero la componente NLA-LIMN de la ecuación anterior y calcular el valor de NLA-TD para esta situación.

La obtención de valores de niveles mediante las técnicas de teledetección, en vista del análisis realizado, puede considerarse válida para aquellos valores determinados de nivel de lámina de agua superiores a 0,1 m; y en tal caso se tiene un error en la determinación de niveles de $\pm 0,24$ m.

Los resultados para el humedal de las Tablas de Daimiel de superficies de lámina de agua mediante obtenidas técnicas de teledetección se han analizado mediante la comparación con valores superficie inundada que provienen del informe del Plan REGATA (Alvarez Cobelas *et al.*, 2009). La figura.7.5 presenta el análisis comparativo de los valores de superficie los cuales han sido ordenados de forma ascendente para poder visualizar el comportamiento de los datos y establecer una relación inicial entre los mismos.



Fuente: Plan REGATA (Alvarez Cobelas *et al.*, 2009)

Figura 7.5. Análisis comparativo de los valores de superficie ordenados para el humedal de las Tablas de Daimiel

La grafica de la figura anterior muestra que existe al menos una correlación positiva, aunque muy baja, según las líneas de tendencia presentadas para cada uno de los conjuntos de superficies analizadas. Esto indica que la utilización de técnicas de teledetección permite obtener valores de superficie de lámina de agua cuya variación encaja con el comportamiento de la inundación en el humedal, aunque los valores obtenidos son muy alejados de las superficies inundadas (datos de campo).

Los resultados obtenidos de superficie de lámina de agua mediante técnicas de teledetección se han comparado con los valores de superficie inundada del Plan REGATA (fig. 7.6). Ante la gran diferencia entre los resultados obtenidos y los valores de referencia el análisis respecto a los valores esperados, correspondientes a la diagonal (1:1) representada en línea azul a trazos, pone de manifiesto en primer lugar la gran diferencia entre los resultados obtenidos y los valores de referencia, mostrando además la escasa precisión de los resultados con valores muy inferiores de los esperados.

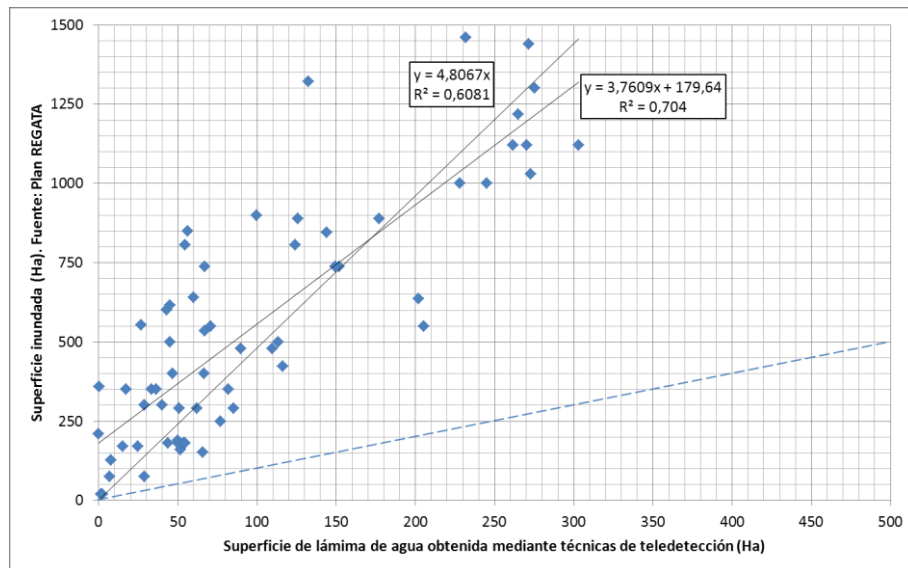


Figura 7.6. Relación entre superficie de lámina de agua mediante técnicas de teledetección y valores de superficie inundada del Plan REGATA en Tablas de Daimiel

Las ecuaciones de las líneas de tendencia que relacionan las superficies para el caso de Tablas de Daimiel (fig. 7.6) presentan valores positivos y superiores a 0,5 lo que concuerda con lo antes mencionado en relación a que los valores de superficie de lámina de agua determinada mediante técnicas de teledetección siguen el comportamiento de la inundación en el humedal. Sin embargo como se puede ver en la gráfica los valores de los puntos en los ejes de abscisas y ordenadas tienen un factor escalar amplio, siendo de manera general los valores de referencia tres veces mayores que los valores de superficie determinada mediante las técnicas de teledetección

Utilizando la ecuación de la tendencia línea de mejor ajuste, la superficie inundada de referencia (SR) podría ser estimada en función de la superficie estimada mediante técnicas de teledetección (STd) como: $SR \text{ (Ha)} = 3,7609 \cdot STd \text{ (Ha)} + 179,64 \text{ (Ha)}$. Las estimaciones de SR que podrían hacerse con este modelo de ecuación tendrían que asumir un error en las estimaciones de $\pm 47,8$ Ha, que resulta cuando SR es igual a cero en la ecuación.

La obtención de valores de niveles mediante las técnicas de teledetección, en vista del análisis realizado, para este caso no puede considerarse válido. Los análisis de la validación muestran que existe una gran diferencia entre los resultados obtenidos y los valores de referencia.

La disponibilidad de series temporales de imágenes multispectrales, junto con la metodología propuesta y desarrollada en esta tesis doctoral permite la restitución de valo-

res históricos de superficie, volumen y niveles en humedales con mucha precisión, en casos específicos.

Esto es muy importante sobre todo para aquellos humedales de los que no dispone de información. Estos valores podrían ser usados en la validación de otras metodologías, como valores testigos de referencia, ante eventos históricos (cambios en la política agraria, cambio en la explotación de acuíferos subyacentes, entre otros). La importancia de valores históricos es además necesaria, porque cuanto más se remonte en el tiempo la serie, menos habrá interferido el hombre en el humedal, con lo que se estará más cerca de valores naturales de superficies de lámina de agua.

La falta de información histórica es un hecho habitual tanto en humedales de gran tamaño como en aquellos que están protegidos legalmente. Pero hay humedales más pequeños y muy importantes para los que se tiene muy poca información, o incluso ninguna, y para los que las nuevas normativas requieren también información. Es, en estas situaciones, donde la metodología tratada en este trabajo y fuentes de información, como las utilizadas, juegan un importante papel.

Los resultados obtenidos de la validación para los humedales de laguna de Fuente de Piedra y laguna de Gallocanta, muestran que son claramente contrastables con los datos reales, por lo que se considera que la validación es satisfactoria para estos dos casos. Por el contrario en el caso del humedal de las Tablas de Daimiel la validación ha evidenciado las limitaciones de las imágenes Landsat, como consecuencia de la vegetación mezclada con agua que el sensor no detecta a causa de su baja resolución espacial.

7.1.5. Relaciones con la vegetación de orilla

Existen una serie de líneas de investigación que no han sido abordados en este trabajo y que son importantes en aras al perfeccionamiento de la metodología propuesta y la mejora en la precisión de los resultados.

Las relaciones de las superficies de lámina de agua y vegetación de orilla o de contorno del humedal contribuirían a la mejora de la metodología en los casos en los que la validación del uso de imágenes Landsat ha sido satisfactoria.

Metodologías como la aplicación de índices espectrales de vegetación o supervisión clasificada podrían ser utilizadas para identificar y cuantificar los cambios en la vegetación del entorno de humedal y su relación con las superficies de lámina de agua. El resultado podría aportar información sobre la superficie de lámina de agua que subyace a la vegetación de las orillas; también podría contribuir al estudio de cambios en los hábitats en función de la superficie de esta vegetación y de la lámina de agua, y sobre los factores que pueden causar estos cambios como repercusiones sobre los hábitats.

7.2. Casos de estudio

Los resultados obtenidos de la aplicación de esta metodología a los casos de estudio aportan información importante en cuanto al funcionamiento de ellos mismos y de la utilidad de la metodología en la determinación de las necesidades hídricas de los humedales. La discusión sobre las superficies de lámina de agua determinadas para los casos de estudio, se ha realizado con los datos obtenidos por el índice MNDWI.

La laguna de Fuente de Piedra, de acuerdo con los resultados obtenidos, registra un descenso de las superficies de lámina de agua en los meses de verano, no muy acentuado en 2003 (fig. 7.7). Es posible que el año 2002 también haya registrado un valor que formara parte de esta tendencia, pero no se han obtenido resultados para el verano de este año. Este tipo de información constituye una fuente de información adicional que contribuye al estudio de este humedal y de las repercusiones que el clima y las acciones realizadas en su entorno tienen sobre él.

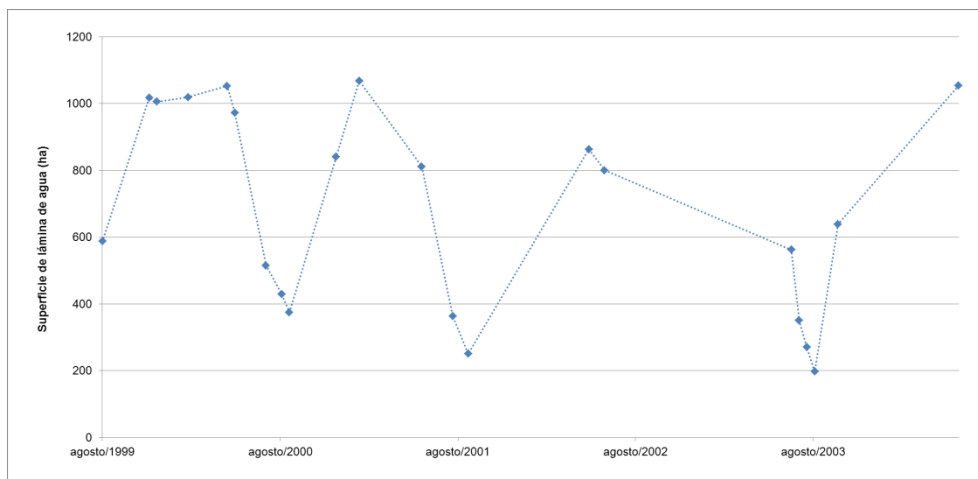


Figura 7.7. Valores de superficie de lámina de agua en humedal de laguna de Fuente de Piedra. Periodo 1999-2004.

La situación de superficies de lámina de agua en la laguna de Gallocanta, según los resultados de superficies, presenta una situación interesante y que corresponde a un aumento de superficie de lámina de agua en los meses de verano en los años 2003 y 2004, con una posterior reducción en los veranos de 2005 y 2006 (fig. 7.8).

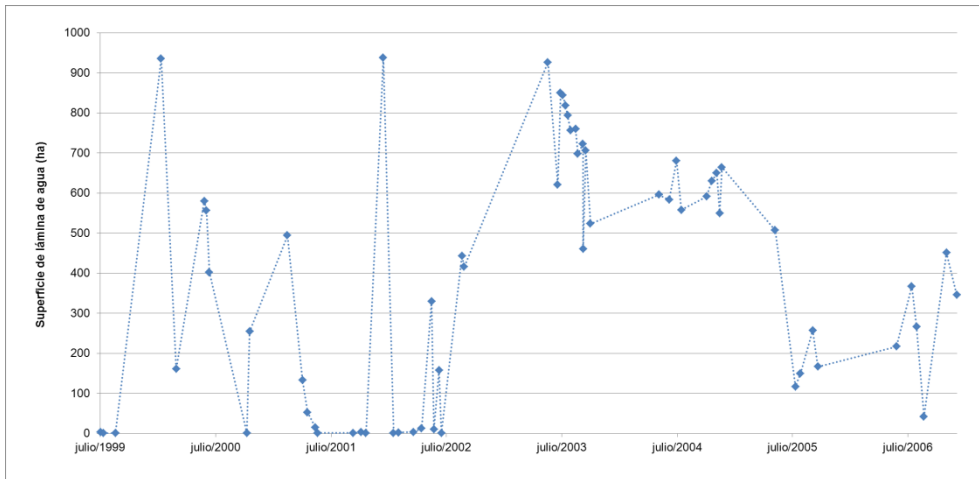


Figura 7.8. Valores de superficie de lámina de agua en humedal de laguna de Gallocanta. Período 1999-2006.

La marisma de Doñana, de acuerdo a los resultados, presenta una situación “estable” en los meses de verano, es decir no se presentan cambios considerables de superficie. Por el contrario destaca la reducción de superficie en el invierno del año 2004 (fig. 7.9).

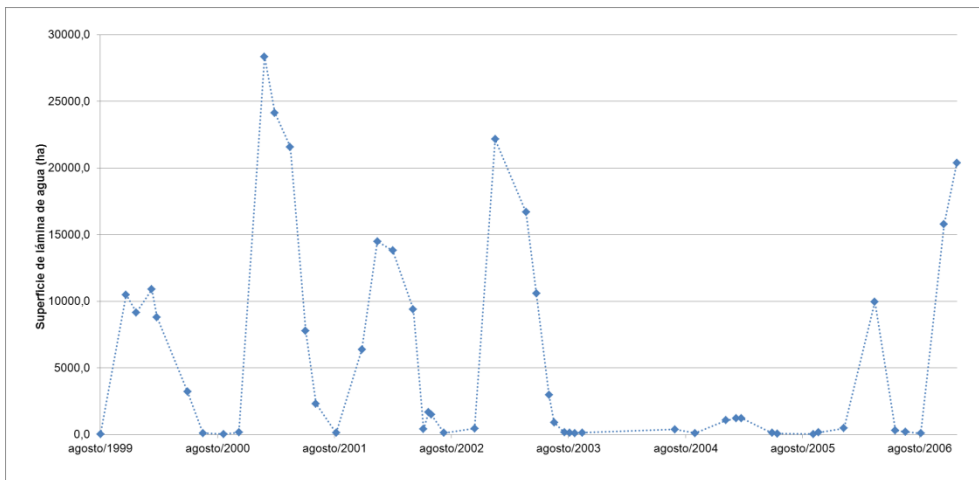


Figura 7.9. Valores de superficie de lámina de agua en humedal de marisma de Doñana. Período 1999-2006.

El comportamiento de las superficies de las Tablas de Daimiel en el periodo estudiado (con una buena información de imágenes), muestra una distribución marcada por los

meses de verano de los años 2002 y 2003 (fig. 7.10). Los resultados logrados en este periodo pueden ser usados para calibrar los modelos que permiten la obtención de la propuesta de necesidades de este humedal.

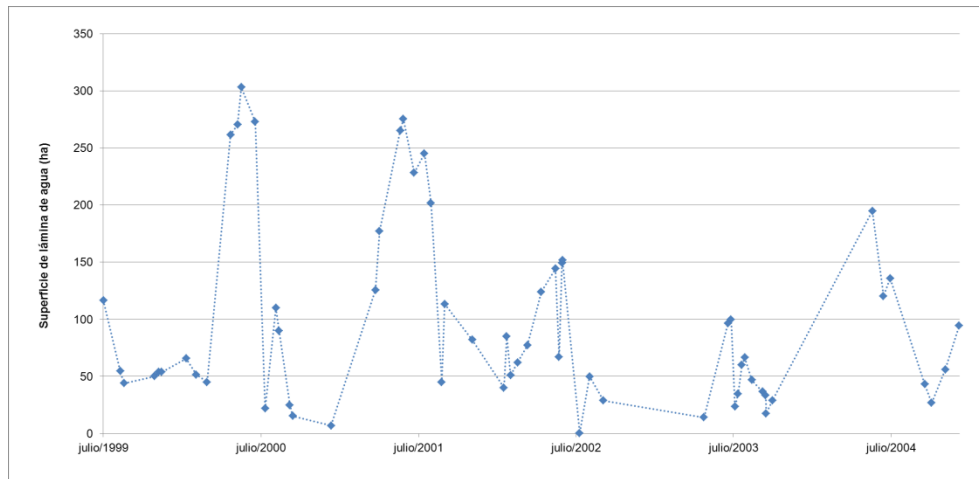


Figura 7.10. Valores de superficie de lámina de agua en Tablas de Daimiel. Periodo 1999-2004.

En las Tablas de Daimiel, ha sido la detección de dos zonas de superficies de lámina de agua independientes que, finalmente, son consecuencia de la existencia de dos fuentes de alimentación distinta que corresponden al Río Gigüela y al Río Guadiana.

La variabilidad de los resultados de superficie de lámina de agua es función de muchas variables, precisión del MDT, tamaño de pixel de las imágenes, georreferenciación, entre otras; por tales razones, los resultados aquí obtenidos para los casos de estudio deben ser usados de forma responsable para indicar el comportamiento o tendencias de las superficies de lámina de agua. Estos resultados constituyen una nueva fuente de información independiente, que puede ser usada para calibrar o validar tendencias, explicar fenómenos; de métodos más precisos.

7.3. Limitaciones

Las limitaciones de la metodología quedan expuestas a la vista de las fuentes de información, de los resultados y de la discusión.

La primera de las limitaciones está relacionada con la resolución espacial de las imágenes Landsat (30 m). Según los trabajos adelantados por el proyecto Globwetland (2009), para detectar una entidad es necesario un número de, al menos 4 píxeles, y para identificarlo debe ser 3 veces más; esto indica que para identificar una entidad se requerirá de al menos 12 píxeles. Siguiendo esta premisa, los humedales que pueden ser

objeto de la metodología presentada en esta tesis deberán tener una superficie mínima de 10,8 ha. Esta superficie mínima corresponderá a la superficie de la época seca del humedal. La discusión realizada sobre el ajuste de los resultados obtenidos en el humedal de la laguna de Fuente de Piedra y de Gallocanta, dejan entrever la limitación por efecto de la resolución espacial del sensor utilizado.

La resolución espacial también es un inconveniente en el caso de humedales con vegetación. El sensor no puede diferenciar zonas de vegetación y agua mezcladas debido a la baja resolución de los sensores (30 m). En zonas de vegetación y agua mezclada es necesario emplear una resolución espacial más alta del sensor (tamaños de pixel más pequeños, o de menos metros). Esto se ha puesto en evidencia en los resultados de concernientes al humedal de las Tablas de Daimiel, en el que la mezcla de vegetación y superficie de lámina de agua no ha permitido una validación correcta, referida a los datos de superficie inundada como se comenta en el apartado 7.1.4.

La metodología ha sido validada de forma global, a través de la validación de los resultados finales obtenidos por la aplicación de todos los procesos. Sin embargo, es necesaria validar la distribución espacial de las superficies de lámina de agua que permita la determinación del error.

Los resultados satisfactorios obtenidos para los casos de estudio, como las relaciones obtenidas, son inherentes a ellos mismos. En conclusión la metodología es de aplicación a otros sitios pero no los resultados propios, que como se ha dicho corresponden a cada humedal.

La morfometría de la cubeta del humedal tiene también una relevancia importante en la aplicación de la metodología. Formas de relieve profundas, de tipo encajonado, no permitirán identificar grandes variaciones de superficie, menos aun con una resolución de 30 metros. Pendientes en la zona de transición bajas (cerca de cero) permiten la utilización de imágenes de menor resolución.

El tipo de humedal es otra limitación a considerar en la aplicación de esta metodología. Los humedales estudiados son humedales fluctuantes, y por eso la superficie de lámina de agua es variable y ha podido determinarse en las distintas fechas del periodo de estudio. Por el contrario, humedales no fluctuantes o con muy poca variabilidad de superficie de lámina de agua (como los costeros) no podrán ser objeto de la aplicación de esta metodología.

Capítulo 8

Conclusiones

Demostración de la hipótesis

El desarrollo de la metodología y los resultados obtenidos ha permitido validar la hipótesis inicial que exponía que la teledetección es una herramienta que puede contribuir en la determinación de las necesidades hídricas de los humedales. Esta contribución se presenta como una fuente de información adicional e independiente, información remota desde el espacio, que surge como un apoyo en la determinación de las necesidades hídricas de los humedales que se realiza mediante modelizaciones hidrológicas precisas y que requieren datos de series históricas (de niveles, superficies y volúmenes) para calibrar los modelos y validar sus resultados.

Innovación de los resultados

Si bien la teledetección ha sido utilizada en numerosos estudios relacionados con el conocimiento de aspectos diversos de los humedales, el desarrollo de esta tesis aporta una metodología al alcance de los gestores del recurso hídrico y de organismos interesados en el estudio de humedales que completa el desarrollo de modelos hidrológicos para la determinación de los requerimientos hídricos de los humedales. La necesidad de dar respuesta a obligaciones legales por parte de los gestores del recurso hídrico, se veía limitada por la falta de información o metodologías de restitución de información. Sin embargo, es importante mencionar que la metodología propuesta si bien es una herramienta potente debe usarse en la medida en que sus limitaciones lo permitan; esto comenta en detalle en el apartado de limitaciones.

La metodología y las fuentes de información derivadas de la utilización de imágenes satelitales y los modelos digitales de terreno LiDAR, utilizadas en esta tesis han permitido obtener información adicional que contribuye a la determinación de las necesidades hídricas de los humedales; solventando, en parte, un vacío de información presente en muchos humedales, como lo es la restitución de series históricas de información, útil para calibraciones y validaciones hidrológicas.

Las fuentes de datos utilizadas son completamente de acceso público con lo que la información base está servida para aplicación de los métodos propuestos. La metodología desarrollada puede replicarse en otros casos de estudio, dado que la información de partida es de acceso público, pudiendo aportar nuevos horizontes o líneas de investigación y desarrollo. La utilización de esas fuentes, tienen una aplicación real y concreta demostrada en esta tesis doctoral.

Contribuciones de la teledetección a la modelización hidrológica de las necesidades hídricas de los humedales

El índice espectral MNDWI (*Modified Normalized Difference Water Index*) con aplicación del valor umbral de 0,3 ha demostrado ser el de mejores resultados en la identificación de superficies de lámina de agua. La utilización de este índice supera en calidad y cantidad de información la obtenida por otro de los índices más utilizados, el NDWI. La capacidad del índice MNDWI se centra además en la posibilidad de aplicación de un valor umbral relativamente alto mediante el cual se es capaz de filtrar fuentes de error y ruido como el efecto de las sombras de nubes, sin perder la información que nos interesa, la superficie de lámina de agua.

La obtención de curvas de llenado de humedales mediante tratamientos de sistemas de información geográfica es posible. La curva de llenado que constituye la base en estudios hídricos de humedales ha sido obtenida mediante la utilización de modelos digitales de terreno (MDT) LiDAR (*Light Detection and Ranging*). La información de estos MDTs suministrados por el Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) con resoluciones de 0,5 m y de acceso completamente público se han empleado para generar las curvas de llenado de los humedales.

Los niveles de lámina de agua pueden obtenerse mediante la utilización de las superficies identificadas a partir de técnicas de teledetección, con una buena precisión. Las curvas de llenado obtenidas se han empleado, junto con los resultados de superficie de lámina de agua, para obtener valores de nivel de lámina de agua y de volumen. Los análisis comparativos ofrecen resultados satisfactorios; sin embargo no se logra una precisión completa debida, principalmente, a la resolución espacial de los sensores Landsat; y al tipo de humedal. En humedales con zonas mezcladas de vegetación y agua la resolución espacial del sensor Landsat (30 m) no permite realizar la identificación adecuada de superficies de lámina de agua o de la zona inundada.

La metodología es aplicable y sencilla, lo que la hace eficiente. La definición de una metodología clara y que utiliza materiales de acceso público propuestos obteniéndose muy buenos resultados. La metodología propuesta es puesta al servicio de organizaciones o entidades que deben gestionar de forma eficiente el agua y proteger el medioambiente. Los materiales usados (datos) como imágenes Landsat y MDT-LiDAR del PNOA son de carácter público con lo que la metodología propuesta está al alcance de instituciones u organismos interesados en el conocimiento de la evolución de recurso hídrico de los humedales.

La aplicación del método funciona con mayor precisión en humedales con pendientes bajas en las zonas de transición. La revisión del tamaño del pixel de las imágenes del sensor y la pendiente de estas zonas de transición definirá si el método es de aplicación. La disponibilidad de información de alta resolución espacial, no de acceso público en la actualidad, mejorará considerablemente los resultados. Por ahora, la metodología ha sido validada con resultados muy satisfactorios, pese a la baja resolución espacial de las imágenes Landsat respecto al MDT-LiDAR.

Los resultados de los casos de estudio permiten identificar situaciones de variabilidad temporal de los humedales. Los gráficos de variabilidad temporal de superficie, y de volumen o niveles realizables con cierto grado de certeza, permiten identificar los efectos de la variabilidad climática o de actividades humanas. En las tendencias observadas hay una diferencia marcada en los años 2002 y 2003 para los casos de estudio, en relación a los años precedentes.

Los resultados obtenidos en el humedal de Tablas de Daimiel, sobre dos zonas de localización de superficies de lámina de agua de forma independiente, ha puesto en evidencia la entrada de agua superficial que corresponde a los ríos Gigüela y Guadiana. En este caso, las superficies de lámina de agua son un aporte a la modelización para la determinación de necesidades hídricas de este humedal.

Líneas de investigación

La experiencia en el desarrollo y el conocimiento generado en esta tesis han permitido identificar varios temas que servirán de igual forma a la determinación de las necesidades hídricas de los humedales.

El seguimiento de la vegetación en el entorno del humedal utilizando clasificación supervisada y su relación con las superficies de lámina de agua del humedal, podrían indicar las interacciones entre las dos y aportar nueva información para la determinación de las necesidades hídricas mediante aproximaciones biológicas.

Los modelos digitales de terreno que presenten anomalías en los valores de elevación podrían ser analizados mediante la información de superficies de lámina de agua. Correcciones mediante superficies de lámina de agua que definen una curva de nivel podrían realizarse para mejorar la calidad de la información del modelo digital de terreno.

Las superficies de lámina de agua obtenidas a partir de imágenes Landsat y aplicación del índice MNDWI deben ser contrastadas con superficies obtenidas de otras fuentes de información remota, como imágenes radar. Los resultados darían información respecto a la incertidumbre generada por las nubes y la sombra de las mismas, y tamaño del pixel.

La distribución espacial de las superficies de lámina de agua que permita la determinación del error es necesaria, y debe ser objeto de un futuro estudio y análisis, en la medida en la que sea posible la obtención de información de espacial de alta calidad de contraste, como las ortofotos u otras fuentes de información de distribución espacial de la inundación.

Recomendaciones

Los resultados obtenidos mediante la aplicación de la metodología deben usarse para apoyar, como fuente de datos adicional, a metodologías hidrológicas precisas de determinación de necesidades hídricas.

Las limitaciones identificadas deben ser consideradas antes de abordar el estudio de humedales con la metodología desarrollada en este trabajo. Sin embargo, es de esperar que ante el acceso creciente de información de tipo pública, se disponga en un futuro próximo de imágenes de mayor resolución con lo que estas limitaciones quedarán solventadas.

La metodología como se ha demostrado ha sido validada de forma global a través de la validación con los resultados finales. Sin embargo, es necesaria validar en el futuro y con fuentes de información espacial válida la distribución espacial de las superficies de lámina. Los resultados satisfactorios obtenidos para los casos de estudio, como las relaciones obtenidas, son inherentes a ellos mismos; por consiguiente la metodología puede extenderse a humedales del mismo tipo, pero no los resultados propios aquí obtenidos.

Referencias bibliográficas

- Acker, James, Robin Williams, Long Chiu, Philip Ardanuy, Shwan Miller, Carl Schueler, Paris W. Vachon, and Michael Manore. 2003. "Remote Sensing from Satellites." In *Encyclopedia of Physical Science and Technology (Third Edition)*, edited by Robert A. Meyers, 161-202. New York: Academic Press.
- Acreman, Mike. 2000. Hidrología de los humedales. In *Conservación de los humedales mediterráneos - Número 10*. Tour du Valat, Arles (Francia).
- Alvarez Cobelas, Miguel, Santos Cirujano Bracamonte, William Colom i Montero, and Vicent López Carceller. 2009. Plan de restauración gradual de las Tablas de Daimiel (REGATA). Convenio CHG-CSIC.
- Amezaga, J. M., L. Santamaría, and A. J. Green. 2002. "Biotic wetland connectivity—supporting a new approach for wetland policy." *Acta Oecologica* 23 (3):213-222. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S1146-609X\(02\)01152-9](http://dx.doi.org/10.1016/S1146-609X(02)01152-9).
- Antón-Pacheco, C., M.T. Moreno, J. A. Gómez, M. Jiménez, C. Mediavilla, J.C. Gumiel, E. Prado, J.G. Rejas, O Gutiérrez, and A Rebollo. 2006. "Contribución al estudio de los humedales del manto eólico litoral de El Abalario-Doñana a partir de imágenes AHS." *Revista de Teledetección*.
- Aragónés, D, R. Fernández-Zamudio, J. Bustamante, P. García-Murillo, R. Díaz-Delgado, and S. Cirujano. 2009. "Cartografía de la superficie invadida por *azolla filiculoides* en el parque nacional de Doñana mediante imágenes Landsat. Teledetección: Agua y desarrollo sostenible." XIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección, Calatayud (España).
- Aragónés, David, Ricardo Díaz-Delgado, and Javier Bustamante. 2005. "Tratamiento de una serie temporal larga de imágenes Landsat para la cartografía de la inundación histórica de las marismas de Doñana."
- Barbier, E. B. 2013. "Wetlands and Coastal Estuaries." In *Encyclopedia of Energy, Natural Resource, and Environmental Economics*, edited by Jason F. Shogren, 127-132. Waltham: Elsevier.
- Barducci, Alessandro, Donatella Guzzi, Paolo Marcoionni, and Ivan Pippi. 2009. "Aerospace wetland monitoring by hyperspectral imaging sensors: A case study in

the coastal zone of San Rossore Natural Park." *Journal of Environmental Management* 90 (7):2278-2286. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.06.033>.

Bladé i Castellet, Ernest, Josep Dolz Ripollès, and Katrien de Pourcq. 2009. "Estudio de la hidrodinámica de la Marisma de Doñana."

Borja Barrera, César, and F Díaz Del Olmo. 2008. "Dinámica hidrogeomorfológica de la laguna del Charco del Toro (Complejo Palustre del Manto Eólico Litoral de El Abalario-Doñana). Parque Nacional de Doñana, Huelva." *Territoris* 2007 (7):87-98.

Borja, César, Antonio Camacho, and Maximo Florin Beltran. 2012. "Lagos y humedales en la evaluación de los ecosistemas del milenio en España."

Brown, P. W., M. J. Monfils, and L. H. Fredrickson. 2009. "Wetland Ecology and Management for Birds and Mammals." In *Encyclopedia of Inland Waters*, edited by Gene E. Likens, 563-581. Oxford: Academic Press.

Bullock, A., and M. Acreman. 2003. "The role of wetlands in the hydrological cycle." *Hydrology and Earth System Sciences* 7 (3):358-389. doi: 10.5194/hess-7-358-2003.

Bullock, A., and M. Acreman. 1999. "The role of wetlands in the hydrological cycle." *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 7 (3):358-389. doi: 10.5194/hess-7-358-2003.

Burton, T. M., and R. W. Tiner. 2009. "Ecology of Wetlands." In *Encyclopedia of Inland Waters*, edited by Gene E. Likens, 507-515. Oxford: Academic Press.

Bustamante, Javier, Ricardo Díaz-Delgado, and David Aragonés. 2005. "Determinación de las características de masas de aguas someras en las marismas de Doñana mediante teledetección." *Revista de Teledetección* 24:107-111.

Bustamante, Javier, Fernando Pacios, Ricardo Díaz-Delgado, and David Aragonés. 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. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.08.021>.

-
- Canada Center for Remote Sensing. 2008. "Fundamentals of Remote Sensing." In, ed Canada Center for Remote Sensing.
- Carter, Virginia. 1996. Wetland hydrology, water quality, and associated functions. In *National Water Summary on Wetland Resources: U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2425*, edited by U. S. Geological Survey.
- Castañeda, C., M. A. Casterad, and J. Herrero-Isern. 2004. "La teledetección en la catalogación de las coberturas de las saladas de Monegros." *Revista de Teledetección*, 29-33.
- Castaño, S., M.F. Mejuto, A. Quintanilla, Ruiz. J. R., and J. García-Consuegra. 1999. "Utilidad del NDVI para el estudio de la dinámica de los humedales costeros. O Sapal De Castro Marim (Portugal)." *Teledetección: Avances y Aplicaciones. VII Congreso Nacional de Teledetección, Albacete (España)*.
- Castaño, Silvino Castaño, Rosa Mediavilla López, Juan Ignacio Santisteban, Almudena de la Losa Román, and Pedro Martínez Santos. 2013. "Aportación al conocimiento del comportamiento hidrogeológico del límite Terciario-Cuaternario en el entorno del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel." *Geogaceta* 54:111-114.
- Cebriá Romero, Sara. 2015. "Determinación de los requerimientos hídricos en zonas húmedas con apoyo de imágenes landsat. Aplicación en la demarcación hidrográfica del Júcar." Máster, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universidad Politécnicca de Valencia (hdl.handle.net/10251/48457).
- CEDEX. 2009. Aplicación en las cuencas hidrográficas españolas del modelo SIMPA para la obtención de series en régimen hidrológico natural para el periodo 1940-2006.
- Chander, Gyanesh, Brian L. Markham, and Dennis L. Helder. 2009. "Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 \ ALI\ sensors." *Remote Sensing of Environment* 113 (5):893 - 903. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.007>.
- Chang, Ni-Bin. 2010. "Advances of ecological remote sensing under global change." *Ecological Informatics* 5 (5):317. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2010.07.005>.
- Chen, H., and Y. W. Zhao. 2011. "Evaluating the environmental flows of China's Wolonghu wetland and land use changes using a hydrological model, a water

-
- balance model, and remote sensing." *Ecological Modelling* 222 (2):253-260. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.12.020>.
- Chuvieco, E. 2010a. *Teledetección ambiental: La observación de la tierra desde el espacio*: Editorial Ariel.
- Chuvieco, E. 2010b. *Teledetección ambiental: La observación de la tierra desde el espacio*. España: Editorial Ariel.
- Chuvieco, Emilio, and Alfredo Huete. 2010. *Fundamentals of satellite remote sensing*. Boca Raton, FL: Taylor & Francis.
- Clemente Salas, Luis, Luis V García, José L Espinar, Juan S Cara García, and Adela Moreno López. 2004. "Las marismas del parque nacional de Doñana." *Investigación y Ciencia* 332:72-84.
- Cooper, M. J., D. G. Uzarski, and T. M. Burton. 2009. "Benthic Invertebrate Fauna, Wetland Ecosystems." In *Encyclopedia of Inland Waters*, edited by Gene E. Likens, 232-241. Oxford: Academic Press.
- Cózar, Andrés, Carlos M. García, José A. Gálvez, Steven A. Loiselle, Luca Bracchini, and Andrea Cognetta. 2005. "Remote sensing imagery analysis of the lacustrine system of Ibera wetland (Argentina)." *Ecological Modelling* 186 (1):29-41. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.029>.
- Davranche, Aurélie, Gaëtan Lefebvre, and Brigitte Poulin. 2010. "Wetland monitoring using classification trees and SPOT-5 seasonal time series." *Remote Sensing of Environment* 114 (3):552-562. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2009.10.009>.
- Dodds, Walter K., and Matt R. Whiles. 2010. "Chapter 5 - Hydrology and Physiography of Wetland Habitats." In *Freshwater Ecology (Second Edition)*, edited by Walter K. Dodds and Matt R. Whiles, 83-105. London: Academic Press.
- Domínguez Gómez, JA, E Chuvieco Salinero, and A Sastre Merlin. 2009. "Monitoring transparency in inland water bodies using multispectral images." *International Journal of Remote Sensing* 30 (6):1567-1586.
- Domínguez-Gómez, J. A. 1997. "Detección de cambios en los humedales del río Jarama entre 1988 y 1992 y evaluación de estado trófico de las lagunas del Campillo, El

Porcal y Las Madres mediante imágenes LANDSAT TM. Teledetección aplicada a la gestión de recursos naturales y medio litoral marino." VII Congreso Nacional de Teledetección. Universidad de Santiago de Compostela - Asociación Española de Teledetección, Santiago de Compostela (España).

Domínguez-Gómez, J.A., C. Alonso, and A. Alonso. 2008. "Remote Sensing as a Basic Toolbox for Monitoring Water Quality Parameters and as a System of Surveillance of Cyanobacterial Harmful Algae Blooms (SCyanoHABs)." *Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 2008. IGARSS 2008. IEEE International.

Domínguez-Gómez, J.A., C. Arancón, C. Alonso, A. Alonso, C. De Hoyos, and A. Quesada. 2009. "Seguimiento del estado ecológico de las aguas continentales superficiales españolas mediante imágenes MERIS." XIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección, Calatayud (España).

Dronova, Iryna, Peng Gong, and Lin Wang. 2011. "Object-based analysis and change detection of major wetland cover types and their classification uncertainty during the low water period at Poyang Lake, China." *Remote Sensing of Environment* 115 (12):3220-3236. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.07.006>.

Díaz del Olmo, Fernando, José Manuel Recio Espejo, César Borja Barrera, Rafael Cámara Artigas, and Francisco Borja Barrera. 2010. "Nuevas aportaciones a la caracterización geomorfológica del Manto Eólico Litoral de El Abalario-Doñana: el perfil de la laguna Río Loro (Huelva, España)."

El-Asmar, Hesham M., Mohamed E. Hereher, and Sameh B. El Kafrawy. 2013. "Surface area change detection of the Burullus Lagoon, North of the Nile Delta, Egypt, using water indices: A remote sensing approach." *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science* 16 (1):119-123. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrs.2013.04.004>.

Evans, Teresa L., and Maycira Costa. 2013. "Landcover classification of the Lower Nhecolândia subregion of the Brazilian Pantanal Wetlands using ALOS/PALSAR, RADARSAT-2 and ENVISAT/ASAR imagery." *Remote Sensing of Environment* 128 (0):118-137. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2012.09.022>.

Fang-fang, Zhang, Zhang Bing, Li Jun-sheng, Shen Qian, Wu Yuanfeng, and Song Yang. 2011a. "Comparative analysis of automatic water identification method based on multispectral Remote Sensing." *Procedia Environmental Sciences* 11:1482-1487.

-
- Fang-fang, Zhang, Zhang Bing, Li Jun-sheng, Shen Qian, Wu Yuanfeng, and Song Yang. 2011b. "Comparative Analysis of Automatic Water Identification Method Based on Multispectral Remote Sensing." *Procedia Environmental Sciences* 11:1482--1487. doi: 10.1016/j.proenv.2011.12.223.
- Fernández, Néstor, José M. Paruelo, and Miguel Delibes. 2010. "Ecosystem functioning of protected and altered Mediterranean environments: A remote sensing classification in Doñana, Spain." *Remote Sensing of Environment* 114 (1):211-220. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2009.09.001>.
- Feyisa, Gudina L, Henrik Meilby, Rasmus Fensholt, and Simon R Proud. 2014. "Automated Water Extraction Index: A new technique for surface water mapping using Landsat imagery." *Remote Sensing of Environment* 140:23-35.
- Fitch, M. W. 2014. "3.14 - Constructed Wetlands." In *Comprehensive Water Quality and Purification*, edited by Satinder Ahuja, 268-295. Waltham: Elsevier.
- Frappart, Frédéric, Frédérique Seyler, Jean-Michel Martinez, Juan G. León, and Anny Cazenave. 2005. "Floodplain water storage in the Negro River basin estimated from microwave remote sensing of inundation area and water levels." *Remote Sensing of Environment* 99 (4):387-399. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2005.08.016>.
- Fuller, R. M., G. B. Groom, S. Mugisha, P. Ipulet, D. Pomeroy, A. Katende, R. Bailey, and R. Ogutu-Ohwayo. 1998. "The integration of field survey and remote sensing for biodiversity assessment: a case study in the tropical forests and wetlands of Sango Bay, Uganda." *Biological Conservation* 86 (3):379-391. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00005-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00005-6).
- Gao, Bo-Cai. 1996. "NDWI—a normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space." *Remote sensing of environment* 58 (3):257-266.
- García Prieto, Francisco Javier, ed. 2009. *Geología y Geomorfología de la Laguna de Gallocanta*. Edited by M^a Auxiliadora Casterad Seral and Carmen Castañeda del Álamo. Vol. Segunda época, Tomo VII, *Memorias de la real sociedad española de Historia Natural*.
- Gautam, Vivek Kumar, Piyush Kumar Gaurav, P. Murugan, and M. Annadurai. 2015. "Assessment of Surface Water Dynamics in Bangalore Using WRI, NDWI,

MNDWI, Supervised Classification and K-T Transformation." *Aquatic Procedia* 4 (Icwrcoe):739-746. doi: 10.1016/j.aqpro.2015.02.095.

- Goetz, S. J., S. D. Prince, and J. Small. 2000. "Advances in satellite remote sensing of environmental variables for epidemiological applications." In *Advances in Parasitology*, edited by S. E. Randolph D. J. Rogers S.I. Hay, 289-307. Academic Press.
- Goetz, Scott J. 2002. "Recent advances in remote sensing of biophysical variables: An overview of the special issue." *Remote Sensing of Environment* 79 (2-3):145-146. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00268-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00268-1).
- Goetz, Scott, Daniel Steinberg, Ralph Dubayah, and Bryan Blair. 2007. "Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest, USA." *Remote Sensing of Environment* 108 (3):254-263. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2006.11.016>.
- Gopal, B., and D. Ghosh. 2008. "Natural Wetlands." In *Encyclopedia of Ecology*, edited by Sven Erik Jørgensen and Brian D. Fath, 2493-2504. Oxford: Academic Press.
- Grings, F., M. Salvia, H. Karszenbaum, P. Ferrazzoli, P. Kandus, and P. Perna. 2009. "Exploring the capacity of radar remote sensing to estimate wetland marshes water storage." *Journal of Environmental Management* 90 (7):2189-2198. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.06.029>.
- Gross, MF, MA Hardisky, and V Klemas. 1988. "Effects of solar angle on reflectance from wetland vegetation." *Remote Sensing of Environment* 26 (3):195-212.
- Gross, Michael F, and Vytautas Klemas. 1986. "The use of Airborne Imaging Spectrometer (AIS) data to differentiate marsh vegetation." *Remote sensing of environment* 19 (1):97-103.
- Hall, Amanda C., Guy J. P. Schumann, Jonathan L. Bamber, and Paul D. Bates. 2011. "Tracking water level changes of the Amazon Basin with space-borne remote sensing and integration with large scale hydrodynamic modelling: A review." *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 36 (7-8):223-231. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2010.12.010>.
- Hefting, Mariet M., Ronald N. van den Heuvel, and Jos T. A. Verhoeven. 2013. "Wetlands in agricultural landscapes for nitrogen attenuation and biodiversity enhancement:

-
- Opportunities and limitations." *Ecological Engineering* 56 (0):5-13. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.05.001>.
- Helmschrot, Jörg, and Wolfgang-Albert Flügel. 2002. "Land use characterisation and change detection analysis for hydrological model parameterisation of large scale afforested areas using remote sensing." *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 27 (9–10):711-718. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S1474-7065\(02\)00055-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1474-7065(02)00055-4).
- Heredia, J, JM Ruiz, and A García de Domingo. 2009. "Caracterización de un sistema hidrogeológico complejo con variabilidad extrema de la densidad: Laguna de Fuente de Piedra (Málaga). Vinculación con un sistema kárstico regional hipersalino." *Boletín Geológico y Minero* 120 (3):423-442.
- Hess, Laura L., John M. Melack, Evelyn M. L. M. Novo, Claudio C. F. Barbosa, and Mary Gastil. 2003. "Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin." *Remote Sensing of Environment* 87 (4):404-428. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2003.04.001>.
- Hestir, Erin L, Shruti Khanna, Margaret E Andrew, Maria J Santos, Joshua H Viers, Jonathan A Greenberg, Sepalika S Rajapakse, and Susan L Ustin. 2008. "Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California Delta ecosystem." *Remote Sensing of Environment* 112 (11):4034-4047.
- Hugh-Jones, Martin. 1989. "Applications of remote sensing to the identification of the habitats of parasites and disease vectors." *Parasitology today* 5 (8):244-251.
- IGME. 2009. Caracterización hidrogeológica y modelación numérica de un sistema de flujo con densidad variable: Sistema Hidrogeológico de la laguna de Fuente de Piedra (Málaga). Madrid: Instituto Geológico y Minero de España.
- IGME. 2015a. Hidrogeología y humedales. Laguna de Fuente de Piedra. Publicación online. In *Hidrogeología de la Reserva Natural de la Laguna de Fuente de Piedra*: Instituto Geológico y Minero de España.
- IGME. 2015b. "Hidrogeología y humedales. Parque Nacional de Doñana. Publicación online." http://www.igme.es/zonas_humedas/donana/medio_fWoSco/geologia.htm.
- IGME. 2015c. Hidrogeología y humedales. Tablas de Daimiel. Publicación online.

-
- Ihse, Margareta, and Wilhelm Graneli. 1985. "Estimation of reed (*Phragmites australis*) biomass through spectral reflectance measurements." *Biomass* 8 (1):59-79.
- ITGE. 1998. Hidrogeología de la reserva natural de la laguna de Fuente de Piedra (Málaga). ITGE.
- Jensen, John R, Eric J Christensen, and Rebecca Sharitz. 1984. "Nontidal wetland mapping in South Carolina using airborne multispectral scanner data." *Remote Sensing of Environment* 16 (1):1-12.
- Ji, Lei, Li Zhang, and Bruce Wylie. 2009. "Analysis of Dynamic Thresholds for the Normalized Difference Water Index." *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 75 (11):1307-1317. doi: 10.14358/PERS.75.11.1307.
- Jones, Simon, and Karin Reinke. 2009. *Innovations in remote sensing and photogrammetry*: Springer.
- Junta de Andalucía. 2005. Modelo Digital del Terreno de Andalucía generado a partir de fotografías aéreas a escala 1:20.000. Consejería de Obras Públicas y Transportes, Consejería de Agricultura y Pesca, Consejería de Medio Ambiente.
- Kashaigili, Japhet J., Boniface P. Mbilinyi, Matthew McCartney, and Fredrick L. Mwanuzi. 2006. "Dynamics of Usangu plains wetlands: Use of remote sensing and GIS as management decision tools." *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 31 (15–16):967-975. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2006.08.007>.
- Kelly, Maggi, Karin A. Tuxen, and Diana Stralberg. 2011. "Mapping changes to vegetation pattern in a restoring wetland: Finding pattern metrics that are consistent across spatial scale and time." *Ecological Indicators* 11 (2):263-273. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.05.003>.
- Klemas, V, and M Hardisky. 1983. "The use of remote sensing in global biosystem studies." *Advances in Space Research* 3 (9):115-122.
- Laba, Magdeline, Roger Downs, Stephen Smith, Sabrina Welsh, Chuck Neider, Susan White, Milo Richmond, William Philpot, and Philippe Baveye. 2008. "Mapping invasive wetland plants in the Hudson River National Estuarine Research Reserve using quickbird satellite imagery." *Remote Sensing of Environment* 112 (1):286-300. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2007.05.003>.

-
- LaCapra, VC, JM Melack, M Gastil, and D Valeriano. 1996. "Remote sensing of foliar chemistry of inundated rice with imaging spectrometry." *Remote Sensing of Environment* 55 (1):50-58.
- Leblanc, M., J. Lemoalle, J. C. Bader, S. Tweed, and L. Mofor. 2011. "Thermal remote sensing of water under flooded vegetation: New observations of inundation patterns for the 'Small' Lake Chad." *Journal of Hydrology* 404 (1-2):87-98. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.04.023>.
- Leránoz Istúriz, Belén, and José Manue González Cano, eds. 2009. *Historia, evolución y gestión de la Reserva Natural Dirigida de la Laguna de Gallocanta*. Edited by M^a Auxiliadora Casterad Seral and Carmen Castañeda del Álamo. Vol. Segunda época, Tomo VII, *Memorias de la real sociedad española de Historia Natural*.
- Linares, L., B. Andreo, F. Carrasco, G. Fernández, and I. Vadillo. 2001. "La escorrentía superficial en la cuenca de la laguna de Fuente de Piedra (Málaga) durante un año húmedo (1997-1998)." VII Simposio de Hidrogeología y Recursos Hídricos, Murcia (Spain).
- Logan, L. H., E. M. Karlsson, H. E. Gall, J. Park, N. Emery, P. Owens, D. Niyogi, and P. S. C. Rao. 2013. "2.11 - Freshwater Wetlands: Balancing Food and Water Security with Resilience of Ecological and Social Systems." In *Climate Vulnerability*, edited by Roger A. Pielke, 105-116. Oxford: Academic Press.
- Longares Aladrén, Luis Alberto, ed. 2009. *Avifauna de la Laguna de Gallocanta*. Edited by M^a Auxiliadora Casterad Seral and Carmen Castañeda del Álamo. Vol. Segunda época, Tomo VII, *Memorias de la real sociedad española de Historia Natural*.
- Lozano Arango, Juan Guillermo, Pierre Dafous, Clémence Dèschamps, and Jean Yves Monreal. UST AEWA-Tour du Valat. 2015.
- Lyon, John G, Ronald D Drobney, and Charles E Olson. 1986. "Effects of Lake Michigan water levels on wetland soil chemistry and distribution of plants in the Straits of Mackinac." *Journal of Great Lakes Research* 12 (3):175-183.
- MacKay, H., C. M. Finlayson, D. Fernández-Prieto, N. Davidson, D. Pritchard, and L. M. Rebelo. 2009. "The role of Earth Observation (EO) technologies in supporting implementation of the Ramsar Convention on Wetlands." *Journal of Environmental Management* 90 (7):2234-2242. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.01.019>.

-
- MAGRAMA. 2015. "Sistema Integrado de Información del Agua (SIA)." Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. <http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/sia-/infodescargas.aspx>.
- Marti-Cardona, Belen, Carlos Lopez-Martinez, Josep Dolz-Ripolles, and Ernest Bladè-Castellet. 2010. "ASAR polarimetric, multi-incidence angle and multitemporal characterization of Doñana wetlands for flood extent monitoring." *Remote Sensing of Environment* 114 (11):2802-2815. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2010.06.015>.
- Martinez, P, and JI SantistebanJ. 2004. "Evolución climática durante el último siglo (1904-2002) en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (Ciudad Real)."
- Martí-Cardona, Belén, Anaïs Ramos, Ernest Bladé, Thunh Duc Tran, and Josep Dolz. 2011. "La teledetección como fuente de información para los modelos bidimensionales: aplicación al modelo Íber de las marismas de Doñana." *JIA: Jornadas de Ingeniería del Agua: modelos numéricos en dinámica fluvial, Barcelona*:1-8.
- Martínez-López, J., M. F. Carreño, J. A. Palazón-Ferrando, J. Martínez-Fernández, and M. A. Esteve. 2014. "Remote sensing of plant communities as a tool for assessing the condition of semiarid Mediterranean saline wetlands in agricultural catchments." *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 26 (0):193-204. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2013.07.005>.
- McFeeters, SK. 1996. "The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features." *International journal of remote sensing* 17 (7):1425-1432.
- McFeeters, Stuart K. 2013. "Using the normalized difference water index (ndwi) within a geographic information system to detect swimming pools for mosquito abatement: A practical approach." *Remote Sensing* 5 (7):3544--3561. doi: 10.3390/rs5073544.
- Melendez-Pastor, Ignacio, Jose Navarro-Pedreño, Ignacio Gómez, and Magaly Koch. 2010. "Detecting drought induced environmental changes in a Mediterranean wetland by remote sensing." *Applied Geography* 30 (2):254-262. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.05.006>.

-
- Millennium Ecosystem Assessment Program. 2005. *Ecosystems and human well-being : wetlands and water synthesis : a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: World Resources Institute.
- Mitsch, William J. 2013. "Wetland Creation and Restoration." In *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*, edited by Simon A. Levin, 367-383. Waltham: Academic Press.
- Mitsch, William J., and James G. Gosselink. 2000. "The value of wetlands: importance of scale and landscape setting." *Ecological Economics* 35 (1):25-33. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00165-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00165-8).
- Mitsch, William J., and James G. Gosselink. 2007. *Wetlands*. 4th ed. Hoboken, N.J.: Wiley.
- Mor. 2012. "Corrección radiométrica automática de imágenes landsat TM mediante áreas pseudoinvariantes y modelización MODTRAN." *Revista de Teledetección* (37):67--73.
- Mulders, Michel A. 2001. "Advances in the application of remote sensing and GIS for surveying mountainous land." *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 3 (1):3-10. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0303-2434\(01\)85015-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0303-2434(01)85015-7).
- Mulla, David J. 2013. "Twenty five years of remote sensing in precision agriculture: Key advances and remaining knowledge gaps." *Biosystems Engineering* 114 (4):358-371. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2012.08.009>.
- Palomo, Ignacio, Berta Martín-López, Marion Potschin, Roy Haines-Young, and Carlos Montes. 2013. "National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows." *Ecosystem Services* 4:104-116. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.001>.
- Parlamento Europeo, Consejo de la Unión Europea. 2001. "Communication from the Commission to the Council and the European Parliament - Biodiversity Action plan for Economic and Development co-operation." doi: [http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52001DC0162\(05\);EN:HTML](http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52001DC0162(05);EN:HTML).
- Perennou, Christian, Coralie Beltrame, Anis Guelmami, P Tomas Vives, and Pierre Caesstecker. 2012. "Existing areas and past changes of wetland extent in the Mediterranean region: an overview." *ecologia mediterranea* 38 (2):53-66.

-
- PNOA. 2015. Centro de Descargas I.G.N - C.N.I.G. Centro Nacional de Información Geográfica.
- Powell, S. J., R. A. Letcher, and B. F. W. Croke. 2008. "Modelling floodplain inundation for environmental flows: Gwydir wetlands, Australia." *Ecological Modelling* 211 (3-4):350-362. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.09.013>.
- Pérez Gutiérrez, Carlos, and Ángel Luis Muñoz Nieto. 2006. *Teledetección: nociones y aplicaciones*: Universidad de Salamanca.
- Pérez, M^a E., J.J. Sanz, and Purificación García Coque. 2001. "Estudio de la depresión intraibérica Guialguerrero-Gallocanta mediante imágenes LANDSAT-TM." *Revista de teledetección: Revista de la Asociación Española de Teledetección* (15):3.
- Ramsar. 2015. Servicio de Información sobre Sitios Ramsar.
- Ramsar, Secretaría de la Convención de. 2013. *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)*. 6a. edición ed. Gland (Suiza): Secretaría de la Convención de Ramsar.
- Ramsar, Secretaría de la Convención de. 2014. "The Ramsar Convention on Wetlands. The Convention today." <http://www.ramsar.org>.
- Rebelo, L. M., C. M. Finlayson, and N. Nagabhatla. 2009. "Remote sensing and GIS for wetland inventory, mapping and change analysis." *Journal of Environmental Management* 90 (7):2144-2153. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.06.027>.
- Reddy, M. Anji. 2008. *Remote Sensing and Geographical Information Systems*. Third ed: BS Publications.
- Rivero, R. G., S. Grunwald, M. W. Binford, and T. Z. Osborne. 2009. "Integrating spectral indices into prediction models of soil phosphorus in a subtropical wetland." *Remote Sensing of Environment* 113 (11):2389-2402. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2009.07.015>.
- Rivero, R. G., S. Grunwald, and G. L. Bruland. 2007. "Incorporation of spectral data into multivariate geostatistical models to map soil phosphorus variability in a Florida

wetland." *Geoderma* 140 (4):428-443. doi:
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.04.026>.

Rodríguez Borreguero, Juan Manuel. 2015. "Consulta sobre fechas de ortofotografías del Plan Nacional de Ortofotografías Aéreas (PNOA)."

Rodríguez Ramírez, Antonio. 2008. "Geomorfología del Parque Nacional de Doñana."

Sanchez, Antonio, Dania Abdul Malak, Anis Guelmami, and Christian Perennou. 2015. "Development of an Indicator to Monitor Mediterranean Wetlands." *PLoS ONE* 10 (3):e0122694. doi: 10.1371/journal.pone.0122694.

Schuyt, Kirsten D. 2005. "Economic consequences of wetland degradation for local populations in Africa." *Ecological Economics* 53 (2):177-190. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.08.003>.

Skov, H. 2011. "UN Convention on Wetlands (RAMSAR): Implications for Human Health." In *Encyclopedia of Environmental Health*, edited by J. O. Nriagu, 496-503. Burlington: Elsevier.

Spoelstra, J., S. L. Schiff, R. G. Semkin, D. S. Jeffries, and R. J. Elgood. 2010. "Nitrate attenuation in a small temperate wetland following forest harvest." *Forest Ecology and Management* 259 (12):2333-2341. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.03.006>.

Sánchez, J. M., M. Blasco, C. De la Cruz, and E. Da Silva. 1989. Segregación y sincronismo de la avifauna acuática en la Laguna de Fuente Piedra (Málaga) en el período reproductor. Mediterránea.

Sánchez Navarro, Rafael. 2011. "Requerimientos de las directivas europeas en relación con las necesidades hídricas de los humedales." In *Los humedales mediterráneos: el contexto ambiental y social. Reflexiones para su estudio y gestión eficaz*, edited by María José Viñals, Delmar Blasco and Maryland Morant, 266. Fundación Biodiversidad.

Sánchez Navarro, Rafael. 2015. "Determinación de necesidades hídricas en humedales españoles seleccionados: Desarrollo metodológico y aplicaciones (Inédito)." PhD, Geodesia, Cartografía y Sistemas de Información Geográfica, Universidad Politécnica de Valencia.

Sánchez Navarro, Rafael, and María José Viñals. 2012. *Manual para la determinación de las necesidades hídricas de los humedales. El contexto español*: Ed. Fundación Biodiversidad.

Sánchez, Rafael, and María José Viñals. 2012. *Manual para la determinación de las necesidades hídricas de los humedales. El contexto español*: Ed. Fundación Biodiversidad.

Tiner, R. W. 2009. "Wetland Hydrology." In *Encyclopedia of Inland Waters*, edited by Gene E. Likens, 778-789. Oxford: Academic Press.

Tragsatec. 2011. Determinación mediante técnicas de teledetección de niveles y superficie inundada de humedales incluidos en la demarcación hidrográfica del Guadalquivir.

Töyrä, Jessika, and Alain Pietroniro. 2005. "Towards operational monitoring of a northern wetland using geomatics-based techniques." *Remote Sensing of Environment* 97 (2):174-191. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2005.03.012>.

USGS. 2013. "Landsat 1 History." US Department of the Interior, US Geological Survey. http://landsat.usgs.gov/about_landsat1.php.

USGS. 2014a. "El ciclo del agua: The water cycle." <http://water.usgs.gov/edu/watercyclespanish.html>.

USGS. 2014b. "Landsat 8 Data Users Handbook." In, ed USGS-Earth Resources Observation and Science. Sioux Falls, SD, USA.

USGS. 2014c. "Landsat 8 History." US Department of the Interior, US Geological Survey. http://landsat.usgs.gov/about_ldcm.php.

USGS. 2014d. Landsat Processing Details.

USGS. 2014e. "USGS National Wetlands Research Center: About Wetlands." <http://www.nwrc.usgs.gov/topics/wetlands/wetlandsInfo.htm>.

USGS. 2015a. "EarthExplorer." <http://earthexplorer.usgs.gov/>.

-
- USGS. 2015b. Landsat Data Access. U.S. Department of the Interior; U.S. Geological Survey.
- USGS. 2015c. "Landsat Missions Timeline." http://landsat.usgs.gov/about_mission_history.php.
- Uzarski, D. G., A. T. Bosch, and M. J. Cooper. 2009. "Wetland Ecology and Management for Fish, Amphibians and Reptiles." In *Encyclopedia of Inland Waters*, edited by Gene E. Likens, 582-589. Oxford: Academic Press.
- van der Meer, Freek. 2011. "Advances in Environmental Remote Sensing Sensors: Algorithms, and Applications, W. Qihao (Ed.). CRC Press, Taylor & Francis, London (2011)." *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 13 (5):838-839. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2011.05.015>.
- Vela, A, MF Mejuto, S Castaño, and A Calera. 1999. "Efectos causados por los regadíos en la disponibilidad de recursos hídricos para el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel." *Revista de Teledetección* 12:33-37.
- Villalobos Megía, M. 2006. *Geodiversidad y Patrimonio Geológico de Andalucía. Itinerario Geológico por Andalucía. Guía didáctica de campo*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Viñals, María José. 2001. "Visión general de los conflictos existentes en los humedales mediterráneos." *EL PLAN ESTRATÉGICO ESPAÑOL PARA LA CONSERVACIÓN Y EL USO RACIONAL DE LOS HUMEDALES, EN EL MARCO DE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS DE QUE DEPENDEN*:73.
- Wang, Lin, Iryna Dronova, Peng Gong, Wenbo Yang, Yingren Li, and Qing Liu. 2012. "A new time series vegetation–water index of phenological–hydrological trait across species and functional types for Poyang Lake wetland ecosystem." *Remote Sensing of Environment* 125 (0):49-63. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2012.07.003>.
- Williams, Darrel. 2009. "Landsat 7 science data users handbook." *National Aeronautics and Space Administration*:186.
- Williams, Donald C., and John G. Lyon. 1997. "Historical aerial photographs and a geographic information system (GIS) to determine effects of long-term water level fluctuations on wetlands along the St. Marys River, Michigan, USA." *Aquatic Botany* 58 (3–4):363-378. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770\(97\)00046-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00046-6).

-
- Wright, Chris, and Alisa Gallant. 2007. "Improved wetland remote sensing in Yellowstone National Park using classification trees to combine TM imagery and ancillary environmental data." *Remote Sensing of Environment* 107 (4):582-605. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2006.10.019>.
- WWF International. 2014. "Living Planet Index Interactive graph." http://wwf.panda.org/about_our_earth/all_publications/living_planet_report/living_planet_report_graphics/lpi_interactive/.
- WWF Mexico. 2010. Salud al ambiente, agua para la gente.
- Xu, Hanqiu. 2006. "Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery." *International Journal of Remote Sensing* 27 (14):3025-3033. doi: 10.1080/01431160600589179.
- Yang, B., C. Y. Lan, C. S. Yang, W. B. Liao, H. Chang, and W. S. Shu. 2006. "Long-term efficiency and stability of wetlands for treating wastewater of a lead/zinc mine and the concurrent ecosystem development." *Environmental Pollution* 143 (3):499-512. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.11.045>.
- Zhu, Changming, Jiancheng Luo, Zhanfeng Shen, and Chudong Huang. 2011. "Wetland mapping in the Balqash Lake Basin Using Multi-source Remote Sensing Data and Topographic features Synergic Retrieval." *Procedia Environmental Sciences* 10, Part C (0):2718-2724. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.422>.

Anexos

ANEXO 1. MATERIALES Y MÉTODOS

El presente anexo tiene por finalidad recoger las tablas con la información utilizada en la metodología. Las tablas citadas a continuación se citan en el capítulo 5 materiales y métodos.

Tabla 1. Rango espectral sensor MSS, rangos dinámicos post-calibración, e irradiancia sola exoatmosférica media ($ESUN_{\lambda}$)

MSS sensors ($Q_{a, \min} = 0$ and $Q_{a, \max} = 127$)									
Band	Spectral range	Center wavelength	LMIN $_{\lambda}$	LMAX $_{\lambda}$	G $_{rescale}$	B $_{rescale}$	ESUN $_{\lambda}$		
Units	μm		W/(m 2 sr μm)		(W/m 2 sr μm)/DN	W/(m 2 sr μm)	W/(m 2 μm)		
L1 MSS (NLAPS)									
1	0.499–0.597	0.548	0	248	1.952760	0	1823		
2	0.603–0.701	0.652	0	200	1.574800	0	1559		
3	0.694–0.800	0.747	0	176	1.385830	0	1276		
4	0.810–0.989	0.900	0	153	1.204720	0	880.1		
L2 MSS (NLAPS)									
1	0.497–0.598	0.548	8	263	2.007870	8	1829		
2	0.607–0.710	0.659	6	176	1.338580	6	1539		
3	0.697–0.802	0.750	6	152	1.149610	6	1268		
4	0.807–0.990	0.899	3.66667	130.333	0.997373	3.66667	886.6		
L3 MSS (NLAPS)									
1	0.497–0.593	0.545	4	259	2.007870	4	1839		
2	0.606–0.705	0.656	3	179	1.385830	3	1555		
3	0.693–0.793	0.743	3	149	1.149610	3	1291		
4	0.812–0.979	0.896	1	128	1.000000	1	887.9		
L4 MSS (NLAPS)									
1	0.495–0.605	0.550	4	238	1.842520	4	1827		
2	0.603–0.696	0.650	4	164	1.259840	4	1569		
3	0.701–0.813	0.757	5	142	1.078740	5	1260		
4	0.808–1.023	0.916	4	116	0.881890	4	866.4		
L5 MSS (NLAPS)									
1	0.497–0.607	0.552	3	268	2.086610	3	1824		
2	0.603–0.697	0.650	3	179	1.385830	3	1570		
3	0.704–0.814	0.759	5	148	1.125980	5	1249		
4	0.809–1.036	0.923	3	123	0.944882	3	853.4		

Fuente: Chandler *et al.* (2009)

Tabla 2. Rango espectral sensor TM, rangos dinámicos post-calibración, e irradiancia sola exoatmosférica media (ESUN₀)

TM Sensors ($Q_{cal, \min} = 1$ and $Q_{cal, \max} = 255$)									
Band	Spectral range	Center wavelength	LMIN ₀	LMAX ₀	C _{rescale}	B _{rescale}	ESUN ₀		
Units	μm		W/(m ² sr m)		(W/(m ² sr m))/DN	W/(m ² sr m)	W/(m ² m)		
L4 TM (NLAPS)									
1	0.452 - 0.518	0.485	-1.52	152.10	0.602431	-1.52	1983		
2	0.525 - 0.609	0.569	-2.84	296.81	1.175098	-2.84	1795		
3	0.624 - 0.693	0.659	-1.17	204.30	0.805765	-1.17	1539		
4	0.776 - 0.905	0.841	-1.51	206.20	0.814549	-1.51	1028		
5	1.568 - 1.784	1.676	-0.37	27.19	0.108078	-0.37	219.8		
6	10.42 - 11.66	11.040	1.2378	15.3032	0.055158	1.2378	N/A		
7	2.097 - 2.347	2.222	-0.15	14.38	0.056980	-0.15	83.49		
L4 TM (LPGS)									
1	0.452 - 0.518	0.485	-1.52	163	0.647717	-2.17	1983		
2	0.525 - 0.609	0.569	-2.84	171	0.679213	-2.20	1795		
3	0.624 - 0.693	0.659	-1.17	336	1.334016	-4.17	1539		
4	0.776 - 0.905	0.841	-1.51	254	1.004606	-2.17	1028		
5	1.568 - 1.784	1.676	-0.37	221	0.876024	-2.39	219.8		
6	10.42 - 11.66	11.040	1.2378	31.4	0.125079	-0.50	N/A		
7	2.097 - 2.347	2.222	-0.15	16.6	0.055376	1.2378	83.49		
L5 TM (LPGS)									
1	0.452 - 0.518	0.485	-1.52	169	0.671339	-2.19	1983		
2	0.525 - 0.609	0.569	-2.84	193	0.765827	-2.29	1796		
3	0.626 - 0.693	0.660	-2.84	333	1.322205	-4.16	1536		
4	0.776 - 0.904	0.840	-1.17	264	1.448189	-4.29	1031		
5	1.567 - 1.784	1.676	-1.51	221	1.043976	-2.21	220.0		
6	10.45 - 12.42	11.435	-0.37	30.2	0.876024	-0.49	N/A		
7	2.097 - 2.349	2.223	-0.15	15.3032	0.055376	1.18	83.44		

Fuente: Chandler *et al.* (2009)

Tabla 3. Rango espectral sensor ETM+, rangos dinámicos post-calibración, e irradiancia sola exoatmosférica media (ESUN_λ)

L7 ETM+ Sensor ($Q_{calmin} = 1$ and $Q_{calmax} = 255$)									
Band	Spectral range	Center wavelength	LMIN _λ	LMAX _λ	C _{rescale}	B _{rescale}	ESUN _λ		
Units	μm	μm	W/(m ² sr μm)	W/(m ² sr μm)	(W/m ² sr μm)/DN	W/(m ² sr μm)	W/(m ² μm)		
<i>Low gain (LPGS)</i>									
1	0.452-0.514	0.483	-6.2	293.7	1.180709	-7.38	1997		
2	0.519-0.601	0.560	-6.4	300.9	1.209843	-7.61	1812		
3	0.631-0.692	0.662	-5.0	234.4	0.942520	-5.94	1533		
4	0.772-0.898	0.835	-5.1	241.1	0.969291	-6.07	1039		
5	1.547-1.748	1.648	-1.0	47.57	0.191220	-1.19	230.8		
6	10.31-12.36	11.335	0.0	17.04	0.067087	-0.07	N/A		
7	2.065-2.346	2.206	-0.35	16.54	0.066496	-0.42	84.90		
PAN	0.515-0.896	0.706	-4.7	243.1	0.975591	-5.68	1362		
<i>High Gain (LPGS)</i>									
1	0.452-0.514	0.483	-6.2	191.6	0.778740	-6.98	1997		
2	0.519-0.601	0.560	-6.4	196.5	0.798819	-7.20	1812		
3	0.631-0.692	0.662	-5.0	152.9	0.621654	-5.62	1533		
4	0.772-0.898	0.835	-5.1	157.4	0.639764	-5.74	1039		
5	1.547-1.748	1.648	-1.0	31.06	0.126220	-1.13	230.8		
6	10.31-12.36	11.335	3.2	12.65	0.037205	3.16	N/A		
7	2.065-2.346	2.206	-0.35	10.80	0.043898	-0.39	84.90		
PAN	0.515-0.896	0.706	-4.7	158.3	0.641732	-5.34	1362		

Fuente: Chandler *et al.* (2009)

Tabla 4. Distancia Tierra-Sol (d) en unidades astronómicas en función del día del año (DOY)

DOY	d	DOY	d	DOY	D	DOY	d	DOY	d	DOY	d
1	0,9833	61	0,9911	121	1,0076	181	1,0167	241	1,0099	301	0,9936
2	0,9833	62	0,9913	122	1,0078	182	1,0167	242	1,0097	302	0,9933
3	0,9833	63	0,9916	123	1,0081	183	1,0167	243	1,0095	303	0,9931
4	0,9833	64	0,9918	124	1,0083	184	1,0167	244	1,0092	304	0,9928
5	0,9833	65	0,9921	125	1,0086	185	1,0167	245	1,009	305	0,9925
6	0,9833	66	0,9923	126	1,0088	186	1,0167	246	1,0087	306	0,9923
7	0,9833	67	0,9926	127	1,009	187	1,0167	247	1,0085	307	0,992
8	0,9834	68	0,9929	128	1,0093	188	1,0167	248	1,0083	308	0,9918
9	0,9834	69	0,9931	129	1,0095	189	1,0167	249	1,008	309	0,9915
10	0,9834	70	0,9934	130	1,0098	190	1,0167	250	1,0078	310	0,9913
11	0,9835	71	0,9937	131	1,01	191	1,0166	251	1,0075	311	0,991
12	0,9835	72	0,9939	132	1,0102	192	1,0166	252	1,0072	312	0,9908
13	0,9835	73	0,9942	133	1,0104	193	1,0166	253	1,007	313	0,9905
14	0,9836	74	0,9945	134	1,0107	194	1,0166	254	1,0067	314	0,9903
15	0,9837	75	0,9947	135	1,0109	195	1,0165	255	1,0065	315	0,9901
16	0,9837	76	0,995	136	1,0111	196	1,0165	256	1,0062	316	0,9898
17	0,9838	77	0,9953	137	1,0113	197	1,0164	257	1,0059	317	0,9896
18	0,9839	78	0,9956	138	1,0115	198	1,0164	258	1,0057	318	0,9894
19	0,9839	79	0,9958	139	1,0117	199	1,0163	259	1,0054	319	0,9892
20	0,984	80	0,9961	140	1,0119	200	1,0162	260	1,0051	320	0,9889
21	0,9841	81	0,9964	141	1,0121	201	1,0162	261	1,0049	321	0,9887
22	0,9842	82	0,9967	142	1,0123	202	1,0161	262	1,0046	322	0,9885
23	0,9843	83	0,997	143	1,0125	203	1,016	263	1,0043	323	0,9883
24	0,9844	84	0,9973	144	1,0127	204	1,0159	264	1,004	324	0,9881
25	0,9845	85	0,9975	145	1,0129	205	1,0158	265	1,0037	325	0,9879
26	0,9846	86	0,9978	146	1,013	206	1,0158	266	1,0035	326	0,9877
27	0,9847	87	0,9981	147	1,0132	207	1,0157	267	1,0032	327	0,9875
28	0,9848	88	0,9984	148	1,0134	208	1,0156	268	1,0029	328	0,9873
29	0,985	89	0,9987	149	1,0136	209	1,0154	269	1,0026	329	0,9871
30	0,9851	90	0,999	150	1,0137	210	1,0153	270	1,0023	330	0,9869
31	0,9852	91	0,9993	151	1,0139	211	1,0152	271	1,0021	331	0,9868
32	0,9854	92	0,9995	152	1,014	212	1,0151	272	1,0018	332	0,9866
33	0,9855	93	0,9998	153	1,0142	213	1,015	273	1,0015	333	0,9864
34	0,9857	94	1,0001	154	1,0143	214	1,0149	274	1,0012	334	0,9862
35	0,9858	95	1,0004	155	1,0145	215	1,0147	275	1,0009	335	0,9861
36	0,986	96	1,0007	156	1,0146	216	1,0146	276	1,0006	336	0,9859
37	0,9861	97	1,001	157	1,0148	217	1,0144	277	1,0003	337	0,9858
38	0,9863	98	1,0013	158	1,0149	218	1,0143	278	1,0001	338	0,9856

<i>DOY</i>	<i>d</i>	<i>DOY</i>	<i>d</i>	<i>DOY</i>	<i>D</i>	<i>DOY</i>	<i>d</i>	<i>DOY</i>	<i>d</i>	<i>DOY</i>	<i>d</i>
39	0,9865	99	1,0016	159	1,015	219	1,0141	279	0,9998	339	0,9855
40	0,9866	100	1,0018	160	1,0151	220	1,014	280	0,9995	340	0,9853
41	0,9868	101	1,0021	161	1,0152	221	1,0138	281	0,9992	341	0,9852
42	0,987	102	1,0024	162	1,0154	222	1,0137	282	0,9989	342	0,9851
43	0,9872	103	1,0027	163	1,0155	223	1,0135	283	0,9986	343	0,9849
44	0,9874	104	1,003	164	1,0156	224	1,0133	284	0,9983	344	0,9848
45	0,9876	105	1,0033	165	1,0157	225	1,0132	285	0,998	345	0,9847
46	0,9877	106	1,0035	166	1,0158	226	1,013	286	0,9978	346	0,9846
47	0,9879	107	1,0038	167	1,0159	227	1,0128	287	0,9975	347	0,9845
48	0,9881	108	1,0041	168	1,016	228	1,0126	288	0,9972	348	0,9844
49	0,9884	109	1,0044	169	1,016	229	1,0124	289	0,9969	349	0,9843
50	0,9886	110	1,0046	170	1,0161	230	1,0123	290	0,9966	350	0,9842
51	0,9888	111	1,0049	171	1,0162	231	1,0121	291	0,9963	351	0,9841
52	0,989	112	1,0052	172	1,0163	232	1,0119	292	0,9961	352	0,984
53	0,9892	113	1,0055	173	1,0163	233	1,0117	293	0,9958	353	0,9839
54	0,9894	114	1,0057	174	1,0164	234	1,0115	294	0,9955	354	0,9838
55	0,9897	115	1,006	175	1,0164	235	1,0112	295	0,9952	355	0,9838
56	0,9899	116	1,0063	176	1,0165	236	1,011	296	0,9949	356	0,9837
57	0,9901	117	1,0065	177	1,0165	237	1,0108	297	0,9947	357	0,9836
58	0,9904	118	1,0068	178	1,0166	238	1,0106	298	0,9944	358	0,9836
59	0,9906	119	1,0071	179	1,0166	239	1,0104	299	0,9941	359	0,9835
60	0,9908	120	1,0073	180	1,0166	240	1,0102	300	0,9939	360	0,9835
										361	0,9834
										362	0,9834
										363	0,9834
										364	0,9834
										365	0,9833
										366	0,9833

Fuente: Chander *et al.* (2009)

ANEXO 2. RESULTADOS

El presente anexo tiene recoger las tablas extensas de los resultados de la metodología aplicada a los casos de estudio. Los resultados se presentan por cada uno de los humedales estudiados.

Laguna de Fuente de Piedra

Tabla 1. Resultados de superficies de lámina de agua mediante MNDWI y umbrales aplicados para la laguna de Fuente de Piedra

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
15/04/1985	652,9	623,7	596,7
01/05/1985	513,6	454,4	371,3
07/05/1987	572,4	508,2	453,2
08/06/1987	282,0	232,4	193,2
24/06/1987	178,5	141,6	98,9
10/07/1987	285,8	224,3	189,8
11/08/1987	29,2	6,8	
12/09/1987	490,1	463,5	439,2
28/09/1987	486,0	452,9	425,1
27/02/1988	1107,3	1088,5	1068,4
03/08/1990	1123,1	1105,9	1086,1
11/08/1990	1110,5	1091,8	1069,6
13/07/1991	646,1	587,3	518,3
20/08/1999	652,1	587,0	506,2
24/11/1999	1035,5	1017,6	1002,7
10/12/1999	1028,8	1005,4	981,3
12/02/2000	1033,0	1018,9	1004,7
02/05/2000	1072,3	1052,6	1033,1
18/05/2000	991,4	971,9	953,2
21/07/2000	617,0	514,6	439,8
22/08/2000	476,5	429,5	381,0
07/09/2000	425,5	374,8	320,3
12/12/2000	880,5	840,2	788,3
29/01/2001	1085,0	1068,1	1051,6
06/06/2001	844,5	810,7	773,3
09/08/2001	422,5	363,2	276,3
10/09/2001	318,4	250,2	145,2

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
16/05/2002	909,0	862,8	814,6
17/06/2002	857,8	799,9	697,3
06/07/2003	616,1	561,7	501,9
22/07/2003	457,0	349,7	203,9
07/08/2003	365,1	269,9	181,8
23/08/2003	268,9	197,0	113,3
24/09/2003	153,1	90,8	33,9
10/10/2003	668,8	638,0	603,0
14/06/2004	1067,5	1054,0	1039,3
19/11/2006	735,8	716,9	699,3
15/04/1985	652,9	623,7	596,7

Tabla 2. Resultados de superficies de lámina de agua mediante NDWI y umbrales aplicados para la laguna de Fuente de Piedra

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
06/03/1975	561,24	455,04	243,36
24/03/1975	713,52	598,68	387,36
29/02/1976	597,6	173,88	7,92
15/04/1985	166,05	5,4	0
07/05/1987	0,45	0	0
12/09/1987	2,16	0	0
28/09/1987	10,98	0	0
27/02/1988	333,81	56,52	6,75
03/08/1990	827,01	291,15	19,26
11/08/1990	853,92	328,05	17,1
24/11/1999	803,7	700,92	530,64
10/12/1999	783,9	681,21	526,32
12/02/2000	787,86	668,88	467,01
02/05/2000	738,63	254,79	0,54
18/05/2000	701,37	564,12	321,21
12/12/2000	417,33	214,11	10,8
29/01/2001	895,5	580,95	263,61

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
06/06/2001	502,29	365,04	95,49
16/05/2002	0,45	0	0
10/10/2003	0,36	0	0
19/11/2006	288,45	43,47	0
21/12/2006	443,25	221,67	1,17

Tabla 3. Superficies de lámina de agua en hectáreas determinadas mediante NDWI (0)* y MNDWI (0,3) en laguna de Fuente de Piedra

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)
06/03/1975*	792,0
24/03/1975*	904,68
29/02/1976*	884,16
15/04/1985	623,7
01/05/1985	454,41
07/05/1987	508,23
08/06/1987	232,38
24/06/1987	141,57
10/07/1987	224,28
11/08/1987	6,75
12/09/1987	463,5
28/09/1987	452,88
27/02/1988	1088,46
03/08/1990	1105,92
11/08/1990	1091,79
13/07/1991	587,34
20/08/1999	586,98
24/11/1999	1017,63
10/12/1999	1005,39
12/02/2000	1018,89
02/05/2000	1052,64
18/05/2000	971,91
21/07/2000	514,62
22/08/2000	429,48
07/09/2000	374,76
12/12/2000	840,15
29/01/2001	1068,12

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)
06/06/2001	810,72
09/08/2001	363,24
10/09/2001	250,2
16/05/2002	862,83
17/06/2002	799,92
06/07/2003	561,69
22/07/2003	349,74
07/08/2003	269,91
23/08/2003	197,01
24/09/2003	90,81
10/10/2003	638,01
14/06/2004	1053,99
19/11/2006	716,85
21/12/2006	744,39

Tabla 4. Valores de Superficie de inundación y volumen de agua obtenidos a partir de niveles teóricos de lámina de agua y el MDT en la laguna de Fuente de Piedra

Nivel teórico de lámina de agua (m s.n.m.)	Superficie de inundación (ha)	Volumen (hm ³)
408,75	9,07	0,02
408,85	13,14	0,04
408,95	18,68	0,05
409,05	25,86	0,07
409,15	38,25	0,10
409,25	52,87	0,15
409,35	73,06	0,21
409,45	100,50	0,30
409,55	137,50	0,42
409,65	199,70	0,58
409,75	286,80	0,82
409,85	399,99	1,16
409,95	527,53	1,63
410,05	652,71	2,22
410,15	768,45	2,93
410,25	866,98	3,75
410,35	951,63	4,66
410,45	1023,74	5,65

Nivel teórico de lámina de agua (m s.n.m.)	Superficie de inundación (ha)	Volumen (hm ³)
410,55	1080,05	6,70
410,65	1122,59	7,80
410,75	1154,91	8,94
410,85	1181,01	10,11
410,95	1206,55	11,31
411,05	1229,80	12,52
411,15	1246,59	13,76
411,25	1259,55	15,02
411,35	1269,45	16,28
411,45	1277,62	17,55
411,55	1284,54	18,84
411,65	1290,14	20,12
411,75	1294,19	21,42
411,85	1297,25	22,71
411,95	1299,63	24,01
412,05	1301,55	25,31
412,15	1303,20	26,61
412,25	1304,47	27,92
412,35	1305,54	29,22
412,45	1306,38	30,53
412,55	1307,03	31,84
412,65	1307,60	33,14
412,75	1308,02	34,45
412,85	1308,31	35,76
412,95	1308,48	37,07
413,05	1308,62	38,38
413,15	1308,72	39,68
413,25	1308,78	40,99
413,35	1308,83	42,30
413,45	1308,87	43,61
413,55	1308,91	44,92
413,65	1308,95	46,23
413,75	1308,98	47,54
413,85	1309,01	48,85
413,95	1309,04	50,16
414,05	1309,07	51,46
414,15	1309,09	52,77
414,25	1309,12	54,08

Nivel teórico de lámina de agua (m s.n.m.)	Superficie de inundación (ha)	Volumen (hm ³)
414,35	1309,14	55,39
414,45	1309,16	56,70
414,55	1309,18	58,01
414,65	1309,19	59,32
414,75	1309,20	60,63
414,85	1309,22	61,94
414,95	1309,23	63,25
415,05	1309,24	64,56
415,15	1309,25	65,87
415,25	1309,26	67,17
415,35	1309,26	68,48
415,45	1309,27	69,79
415,55	1309,27	71,10
415,65	1309,27	72,41

Tabla 5. Cota de nivel de agua y volumen obtenidos a partir del MDT para las superficies de lámina de agua determinadas mediante NDWI (0)* y MNDWI (0,3) en laguna de Fuente Piedra

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)	Cota de nivel de agua (m s.n.m.)	Volumen (hm ³)
06/03/1975*	792,0	410,17	3,12
24/03/1975*	904,68	410,29	4,15
29/02/1976*	884,16	410,27	3,93
15/04/1985	623,7	410,03	2,08
01/05/1985	454,41	409,89	1,36
07/05/1987	508,23	409,93	1,56
08/06/1987	232,38	409,69	0,67
24/06/1987	141,57	409,56	0,43
10/07/1987	224,28	409,68	0,65
11/08/1987	6,75	408,68	0,02
12/09/1987	463,5	409,90	1,39
28/09/1987	452,88	409,89	1,36
27/02/1988	1088,46	410,57	6,92
03/08/1990	1105,92	410,61	7,37
11/08/1990	1091,79	410,58	7,01
13/07/1991	587,34	410,00	1,91
20/08/1999	586,98	410,00	1,91
24/11/1999	1017,63	410,44	5,56

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)	Cota de nivel de agua (m s.n.m.)	Volumen (hm ³)
10/12/1999	1005,39	410,42	5,40
12/02/2000	1018,89	410,44	5,58
02/05/2000	1052,64	410,50	6,19
18/05/2000	971,91	410,38	4,94
21/07/2000	514,62	409,94	1,58
22/08/2000	429,48	409,87	1,27
07/09/2000	374,76	409,83	1,09
12/12/2000	840,15	410,22	3,53
29/01/2001	1068,12	410,53	6,48
06/06/2001	810,72	410,19	3,28
09/08/2001	363,24	409,82	1,05
10/09/2001	250,2	409,71	0,72
16/05/2002	862,83	410,25	3,71
17/06/2002	799,92	410,18	3,19
06/07/2003	561,69	409,98	1,79
22/07/2003	349,74	409,81	1,01
07/08/2003	269,91	409,73	0,78
23/08/2003	197,01	409,65	0,57
24/09/2003	90,81	409,41	0,27
10/10/2003	638,01	410,04	2,15
14/06/2004	1053,99	410,50	6,21
19/11/2006	716,85	410,11	2,61
21/12/2006	744,39	410,13	2,78

Tabla 6. Comparación de niveles de lámina de agua obtenidos mediante la metodología de aplicación de la teledetección (NLA-TD) y los niveles de lámina de agua medidas por limnógrafo (NLA-LIMN). Laguna de Fuente de Piedra

Fecha	NLA-TD (m)	NLA-LIMN (m)
15/04/1985	0,03	0,17
01/05/1985	0	0,15
07/05/1987	0	0,12
08/06/1987	0	0
24/06/1987	0	0
10/07/1987	0	0
12/09/1987	0	0,1
28/09/1987	0	0,06

Fecha	NLA-TD (m)	NLA-LIMN (m)
27/02/1988	0,57	0,47
13/07/1991	0	0
20/08/1999	0	0
24/11/1999	0,44	0,38
12/02/2000	0,44	0,4
02/05/2000	0,5	0,39
18/05/2000	0,38	0,35
21/07/2000	0	0
22/08/2000	0	0
07/09/2000	0	0
12/12/2000	0,22	0,24
29/01/2001	0,53	0,47
06/06/2001	0,19	0,23
09/08/2001	0	0
10/09/2001	0	0
16/05/2002	0,25	0,31
17/06/2002	0,18	0,14
06/07/2003	0	0
22/07/2003	0	0
07/08/2003	0	0
23/08/2003	0	0
10/10/2003	0,04	0,13
14/06/2004	0,5	0,45

Laguna de Gallocanta

Tabla 7. Resultados de superficies de lámina de agua mediante MNDWI y umbrales aplicados para la laguna de Gallocanta

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
27/08/1984	560,0	450,9	373,3
12/09/1984	557,1	447,9	359,9
28/09/1984	488,5	409,5	291,9
30/10/1984	478,2	350,8	274,1
03/02/1985	801,0	778,6	752,4
07/06/1986	489,2	422,0	391,8
10/08/1986	151,5	46,6	2,1
26/08/1986	169,0	69,4	8,0
29/10/1986	828,4	806,9	790,4
14/04/1987	939,7	934,2	927,5
23/04/1987	934,5	928,1	921,1
30/04/1987	933,9	928,6	922,9
01/06/1987	925,3	916,3	905,9
17/06/1987	908,8	900,2	893,3
26/06/1987	688,0	410,3	189,2
03/07/1987	888,3	876,3	867,3
12/07/1987	874,5	862,7	852,1
04/08/1987	852,1	828,4	421,3
13/08/1987	834,5	811,7	600,2
20/08/1987	818,4	800,7	787,2
05/09/1987	770,2	555,4	24,9
27/07/1990	922,2	912,3	902,0
12/08/1990	913,0	900,4	888,8
28/08/1990	912,6	902,8	894,2
06/09/1990	908,4	896,4	885,8
20/02/1991	936,7	920,5	901,8
09/04/1991	936,3	930,5	924,4

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
22/07/1991	932,3	922,8	907,8
12/07/1999	9,5	3,5	
21/07/1999	35,9	0,5	0,1
29/08/1999	2,4	0,5	0,3
20/01/2000	954,7	934,7	913,3
08/03/2000	460,8	160,3	30,8
05/06/2000	653,3	579,9	520,9
12/06/2000	574,6	555,8	539,1
21/06/2000	427,1	402,2	380,9
30/07/2000	0,7		
08/08/2000	1,1		
18/10/2000	1,3	0,6	0,5
27/10/2000	373,4	254,3	185,2
23/02/2001	516,3	494,1	467,9
12/04/2001	424,1	133,3	81,9
28/04/2001	81,7	52,3	39,2
23/05/2001	20,1	14,6	10,4
30/05/2001	4,1	0,8	0,3
08/06/2001	0,5		
19/09/2001	2,1	0,9	
14/10/2001	60,4	2,9	
30/10/2001	59,8	0,1	
24/12/2001	964,2	937,8	858,7
25/01/2002	2,3	0,6	0,3
10/02/2002	19,3	1,8	0,3
30/03/2002	7,2	3,4	0,8
24/04/2002	36,1	12,4	5,2
26/05/2002	357,8	329,5	308,7
02/06/2002	20,4	9,9	4,6
19/06/2002	187,6	156,8	135,6
26/06/2002	0,5	0,3	
30/08/2002	468,7	443,1	427,1

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
06/09/2002	439,4	415,4	393,5
29/05/2003	929,5	925,8	921,4
29/06/2003	784,4	620,6	467,4
08/07/2003	860,0	849,2	837,2
15/07/2003	853,7	844,0	830,3
24/07/2003	829,3	818,0	805,1
31/07/2003	809,9	793,6	766,6
09/08/2003	774,8	756,5	738,5
25/08/2003	793,0	759,4	738,9
01/09/2003	756,9	697,7	653,0
17/09/2003	748,7	722,7	709,3
18/09/2003	477,6	460,1	449,0
26/09/2003	727,1	705,7	686,3
11/10/2003	544,0	523,4	505,4
15/05/2004	598,4	595,6	592,7
16/06/2004	587,2	582,8	577,8
09/07/2004	687,4	680,4	669,5
25/07/2004	649,1	557,7	201,6
13/10/2004	604,7	590,9	578,9
29/10/2004	662,5	629,7	598,4
14/11/2004	664,0	649,4	633,9
23/11/2004	562,7	549,5	536,7
30/11/2004	675,5	664,0	652,4
18/05/2005	524,1	506,6	493,0
21/07/2005	148,5	116,5	68,0
06/08/2005	184,8	149,2	123,0
14/09/2005	289,2	257,1	237,0
30/09/2005	210,3	166,1	147,3
06/06/2006	248,8	216,9	197,9
24/07/2006	382,5	366,8	354,5
09/08/2006	286,3	266,0	245,6
01/09/2006	91,6	41,9	18,0

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
12/11/2006	522,0	450,8	416,2
14/12/2006	421,2	345,6	300,4

Tabla 8. Resultados de superficies de lámina de agua mediante NDWI y umbrales aplicados para la laguna de Gallocanta

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)				
	> 0,0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
30/01/1975	142,037	142,037	28,1934	8,92195	
03/06/1975	889,92	889,92	867,96	840,24	586,8
19/09/1975	115,56	115,56	101,16	87,12	63,36
12/09/1984	0,54	0,54			
28/09/1984	1,08	1,08			
30/10/1984	27,36	27,36			
03/02/1985	502,11	502,11	362,52	157,95	1,26
07/06/1986	0,72	0,72			
29/10/1986	680,49	680,49	606,96	482,22	140,13
14/04/1987	918	918	888,75	451,44	
23/04/1987	822,96	822,96	532,26	7,38	
30/04/1987	895,59	895,59	846,09	350,1	
01/06/1987	855,9	855,9	806,13	724,59	542,79
17/06/1987	796,95	796,95	738,09	629,01	392,22
26/06/1987	148,32	148,32	20,16		
03/07/1987	656,91	656,91	466,11	235,98	36,36
12/07/1987	592,74	592,74	297,99	33,66	0,45
04/08/1987	275,67	275,67	13,14	0,09	
13/08/1987	205,65	205,65	5,67		
20/08/1987	280,62	280,62	93,51	4,41	
05/09/1987	0,81	0,81			
27/07/1990	726,84	726,84	638,1	472,23	130,23
12/08/1990	628,02	628,02	367,11	1,26	
28/08/1990	739,8	739,8	610,11	409,23	5,31
06/09/1990	712,35	712,35	607,59	465,93	102,78
20/02/1991	900,72	900,72	868,95	811,62	412,56
09/04/1991	908,91	908,91	891,9	854,01	655,02
22/07/1991	818,1	818,1	775,35	515,97	1,8

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)				
	> 0,0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
12/07/1999	132,464	0,0897449			
21/07/1999	252,36	17,28			
29/08/1999	47,34				
20/01/2000	260,55	84,78	21,06		
05/06/2000	328,23	30,33			
12/06/2000	421,65	352,62	250,02	116,37	8,1
21/06/2000	218,97	61,38			
30/07/2000	281,16				
08/08/2000	54,81				
31/08/2000	1,17				
09/09/2000	0,9				
18/10/2000	0,36				
27/10/2000	339,84	158,04	75,24	18,63	
23/02/2001	204,93	58,23	1,35		
28/04/2001	10,8				
23/05/2001	9,09				
30/05/2001	67,95				
08/06/2001	7,02				
01/07/2001	0,18				
19/09/2001	3,42	0,09			
06/11/2001	0,45				
30/03/2002	6,03	0,36			
26/05/2002	159,3	115,2	46,26	1,26	
02/06/2002	0,54				
30/08/2002	373,32	320,31	263,7	181,62	65,43
06/09/2002	324,36	274,59	216,81	127,89	47,43
29/05/2003	920,07	909,99	898,56	882,45	845,28
29/06/2003	330,93	330,93	152,82	28,89	1,8
08/07/2003	345,24	345,24	202,23	9,99	
15/07/2003	252,81	252,81	68,4	0,81	
24/07/2003	172,98	172,98	11,16		
31/07/2003	79,11	79,11	4,68		
09/08/2003	4,77	4,77			
25/08/2003	1,53	1,53			
01/09/2003	0,09	0,09			
17/09/2003	1,89	1,89			
18/09/2003	358,74	0,36			
11/10/2003	225				

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)				
	> 0,0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
15/05/2004	939,78	590,76	578,88	477,63	225,45
16/06/2004	849,78	460,8	381,33	284,58	164,61
09/07/2004	529,56	191,34	122,76	61,2	11,79
25/07/2004	314,46	64,71	37,71	0,27	
13/10/2004	359,28	112,5	97,11	83,79	65,7
29/10/2004	406,8	148,68	115,2	88,74	61,92
14/11/2004	531,63	253,08	192,69	132,75	58,32
23/11/2004	615,15	213,12	159,3	116,19	85,14
30/11/2004	564,21	262,44	204,03	147,87	107,64
18/05/2005	659,88	245,79	171,81	88,47	18,18
21/07/2005	329,67				
06/08/2005	340,83				
14/09/2005	265,14	2,34	0,36		
30/09/2005	243,99				
06/06/2006	450,81	10,89	0,18		
24/07/2006	588,42	193,95	105,84	24,66	
09/08/2006	444,87	38,16	2,79		
01/09/2006	233,1				
12/11/2006	122,31	122,31	14,04	0,09	
14/12/2006	69,75	69,75	7,38	0,18	

Tabla 9. Superficies de lámina de agua en hectáreas determinadas mediante NDWI (0,1)* y MNDWI (0,3) en laguna de Gallocanta

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)
30/01/1975*	142,0
03/06/1975*	889,9
19/09/1975*	115,6
27/08/1984	450,9
12/09/1984	447,9
28/09/1984	409,5
30/10/1984	350,8
03/02/1985	778,6
07/06/1986	422,0
10/08/1986	46,6

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)
26/08/1986	69,4
29/10/1986	806,9
14/04/1987	934,2
23/04/1987	928,1
30/04/1987	928,6
01/06/1987	916,3
17/06/1987	900,2
26/06/1987	410,3
03/07/1987	876,3
12/07/1987	862,7
04/08/1987	828,4
13/08/1987	811,7
20/08/1987	800,7
05/09/1987	555,4
27/07/1990	912,3
12/08/1990	900,4
28/08/1990	902,8
06/09/1990	896,4
20/02/1991	920,5
09/04/1991	930,5
22/07/1991	922,8
12/07/1999	3,5
21/07/1999	0,5
29/08/1999	0,5
20/01/2000	934,7
08/03/2000	160,3
05/06/2000	579,9
12/06/2000	555,8
21/06/2000	402,2
18/10/2000	0,6
27/10/2000	254,3
23/02/2001	494,1

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)
12/04/2001	133,3
28/04/2001	52,3
23/05/2001	14,6
30/05/2001	0,8
19/09/2001	0,9
14/10/2001	2,9
30/10/2001	0,1
24/12/2001	937,8
25/01/2002	0,6
10/02/2002	1,8
30/03/2002	3,4
24/04/2002	12,4
26/05/2002	329,5
02/06/2002	9,9
19/06/2002	156,8
26/06/2002	0,3
30/08/2002	443,1
06/09/2002	415,4
29/05/2003	925,8
29/06/2003	620,6
08/07/2003	849,2
15/07/2003	844,0
24/07/2003	818,0
31/07/2003	793,6
09/08/2003	756,5
25/08/2003	759,4
01/09/2003	697,7
17/09/2003	722,7
18/09/2003	460,1
26/09/2003	705,7
11/10/2003	523,4
15/05/2004	595,6

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)
16/06/2004	582,8
09/07/2004	680,4
25/07/2004	557,7
13/10/2004	590,9
29/10/2004	629,7
14/11/2004	649,4
23/11/2004	549,5
30/11/2004	664,0
18/05/2005	506,6
21/07/2005	116,5
06/08/2005	149,2
14/09/2005	257,1
30/09/2005	166,1
06/06/2006	216,9
24/07/2006	366,8
09/08/2006	266,0
01/09/2006	41,9
12/11/2006	450,8
14/12/2006	345,6

Tabla 10. Cota de nivel de agua y volumen obtenidos a partir de la curva de llenado para las superficies de lámina de agua determinadas MNDWI (0,3) y NDWI (0,1)* en laguna de Gallo-canta

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)	Cota de nivel de agua (m s.n.m.)	Volumen (hm ³)
30/01/1975	142,04*	991,50	0,16
03/06/1975	889,92*	992,14	3,88
19/09/1975	115,56*	991,44	0,08
27/08/1984	450,90	991,69	0,64
12/09/1984	447,93	991,69	0,63
28/09/1984	409,50	991,67	0,56
30/10/1984	350,82	991,65	0,46
03/02/1985	778,59	991,96	2,36

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)	Cota de nivel de agua (m s.n.m.)	Volumen (hm ³)
07/06/1986	422,01	991,68	0,59
10/08/1986	46,62	991,35	0,01
26/08/1986	69,39	991,38	0,03
29/10/1986	806,94	992,01	2,77
14/04/1987	934,20	992,22	4,64
23/04/1987	928,08	992,21	4,51
30/04/1987	928,62	992,21	4,52
01/06/1987	916,29	992,19	4,29
17/06/1987	900,18	992,16	4,03
26/06/1987	410,31	991,67	0,57
03/07/1987	876,33	992,12	3,70
12/07/1987	862,74	992,10	3,52
04/08/1987	828,36	992,05	3,10
13/08/1987	811,71	992,02	2,85
20/08/1987	800,73	992,00	2,68
05/09/1987	555,39	991,74	0,87
27/07/1990	912,33	992,18	4,23
12/08/1990	900,36	992,16	4,03
28/08/1990	902,79	992,16	4,07
06/09/1990	896,40	992,15	3,97
20/02/1991	920,52	992,19	4,36
09/04/1991	930,51	992,21	4,56
22/07/1991	922,77	992,20	4,40
12/07/1999	3,50	991,26	0,0008
21/07/1999	0,45	991,22	0,0002
29/08/1999	0,45	991,22	0,0002
08/03/2000	160,29	991,54	0,22
05/06/2000	579,87	991,75	0,93
12/06/2000	555,84	991,74	0,87
21/06/2000	402,21	991,67	0,55
18/10/2000	0,63	991,22	0,0003
27/10/2000	254,34	991,60	0,33
23/02/2001	494,10	991,71	0,72
12/04/2001	133,29	991,48	0,13

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)	Cota de nivel de agua (m s.n.m.)	Volumen (hm ³)
28/04/2001	52,29	991,36	0,02
23/05/2001	14,58	991,30	0,00
30/05/2001	0,81	991,23	0,0004
19/09/2001	0,90	991,23	0,0004
14/10/2001	2,88	991,26	0,0007
30/10/2001	0,09	991,20	0,0000
24/12/2001	937,80	992,23	4,72
25/01/2002	0,63	991,22	0,0003
10/02/2002	1,80	991,25	0,0007
30/03/2002	3,42	991,26	0,0008
24/04/2002	12,42	991,30	0,0015
26/05/2002	329,49	991,64	0,43
02/06/2002	9,90	991,29	0,0012
19/06/2002	156,78	991,53	0,20
26/06/2002	0,27	991,21	0,0001
30/08/2002	443,07	991,69	0,62
06/09/2002	415,44	991,68	0,57
29/05/2003	925,83	992,20	4,46
29/06/2003	620,55	991,78	1,12
08/07/2003	849,24	992,08	3,35
15/07/2003	844,02	992,07	3,29
24/07/2003	818,01	992,03	2,94
31/07/2003	793,62	991,98	2,58
09/08/2003	756,45	991,92	2,11
25/08/2003	759,42	991,93	2,14
01/09/2003	697,68	991,85	1,56
17/09/2003	722,70	991,88	1,78
18/09/2003	460,08	991,69	0,65
26/09/2003	705,69	991,86	1,63
11/10/2003	523,35	991,72	0,79
15/05/2004	595,62	991,76	1,00
16/06/2004	582,75	991,75	0,94
09/07/2004	680,40	991,83	1,45
25/07/2004	557,73	991,74	0,88

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)	Cota de nivel de agua (m s.n.m.)	Volumen (hm ³)
13/10/2004	590,94	991,76	0,98
29/10/2004	629,73	991,79	1,16
14/11/2004	649,35	991,80	1,26
23/11/2004	549,54	991,74	0,86
30/11/2004	664,02	991,82	1,35
18/05/2005	506,61	991,72	0,75
21/07/2005	116,46	991,44	0,09
06/08/2005	149,22	991,51	0,18
14/09/2005	257,13	991,60	0,33
30/09/2005	166,14	991,55	0,23
06/06/2006	216,90	991,58	0,29
24/07/2006	366,75	991,66	0,49
09/08/2006	265,95	991,61	0,34
01/09/2006	41,94	991,35	0,01
12/11/2006	450,81	991,69	0,64
14/12/2006	345,60	991,65	0,46

Tabla 11. Comparación de niveles de lámina de agua obtenidos mediante la metodología de aplicación de la teledetección (NLA-TD) y los niveles de lámina de agua medidas por limnógrafo (NLA-LIMN). Laguna de Gallocanta

Fecha	NLA-TD (m)	NLA-LIMN (m)
30/10/1984	0,35	0,00
10/08/1986	0,05	0,00
30/04/1987	0,91	0,70
20/08/1987	0,7	0,32
05/09/1987	0,44	0,26
20/02/1991	0,89	0,52
12/07/1999	0	0,05
21/07/1999	0	0,03
29/08/1999	0	0,04
08/03/2000	0,24	0,02
05/06/2000	0,45	0,09
12/06/2000	0,44	0,15
21/06/2000	0,37	0,08

Fecha	NLA-TD (m)	NLA-LIMN (m)
18/10/2000	0	0,01
27/10/2000	0,3	0,01
23/02/2001	0,41	0,07
12/04/2001	0,18	0,03
28/04/2001	0,06	0,02
23/05/2001	0	0,01
30/05/2001	0	0,05
08/07/2003	0,78	0,39
15/07/2003	0,77	0,30
30/11/2004	0,52	0,30
14/09/2005	0,3	0,04
06/06/2006	0,28	0,09

Marisma de Doñana

Tabla 12. Resultados de superficies de lámina de agua mediante MNDWI y umbrales aplicados en marisma de Doñana

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
05/03/1985	24239,6	23135,2	21491,4
12/08/1985	1336,8	1212,8	1110,1
12/06/1986	4006,9	3292,4	2704,1
28/06/1986	2122,8	1809,3	1585,7
06/01/1987	2115,8	1565,7	1001,0
22/01/1987	10465,6	5037,7	3521,6
07/02/1987	17583,9	15696,8	13904,8
12/04/1987	14066,7	9119,8	5576,5
30/05/1987	5487,3	4813,7	4096,6
15/06/1987	3072,6	2704,0	2330,0
01/07/1987	1383,2	1198,3	1049,6
02/08/1987	21,8	2,9	
18/08/1987	97,4	63,8	44,5
03/09/1987	1020,4	835,7	699,5
10/08/1990	160,6	120,4	98,2
27/09/1990	79,2	46,4	24,5
04/07/1991	1473,3	1195,6	1035,7
04/05/1995	118,2	81,6	54,5
27/08/1999	15,8	9,9	7,5
15/11/1999	11685,4	10485,1	9394,7
17/12/1999	10101,2	9145,2	8222,1
03/02/2000	11718,7	10885,7	9975,3
19/02/2000	9615,5	8802,8	7934,3
25/05/2000	3908,8	3221,2	2673,0
12/07/2000	117,0	98,5	86,5
14/09/2000	41,3	27,5	19,8
01/11/2000	169,9	142,7	123,9
20/01/2001	29320,1	28340,2	27449,5
21/02/2001	24781,7	24130,0	23454,4
10/04/2001	22302,6	21564,1	20628,3
28/05/2001	9042,6	7768,0	6678,3
29/06/2001	2651,3	2309,6	2060,4
01/09/2001	137,3	111,5	87,5

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
20/11/2001	11971,2	6378,5	3158,9
07/01/2002	17734,4	14486,7	11419,9
24/02/2002	14788,1	13795,9	12675,5
29/04/2002	11770,6	9394,7	7542,7
31/05/2002	2157,8	391,3	
16/06/2002	1984,8	1682,9	1392,4
24/06/2002	1691,2	1505,9	1344,5
03/08/2002	198,0	121,8	100,2
07/11/2002	505,4	441,5	388,5
10/01/2003	23680,4	22149,5	20572,1
16/04/2003	20021,5	16672,6	13019,7
18/05/2003	13233,7	10584,2	8646,7
27/06/2003	3419,6	2967,0	2610,5
13/07/2003	1140,7	899,9	762,9
14/08/2003	190,6	154,4	123,9
30/08/2003	161,0	131,5	110,0
15/09/2003	117,1	94,1	74,9
09/10/2003	170,0	139,1	112,9
23/07/2004	1134,5	370,6	
25/09/2004	122,5	99,0	75,2
30/12/2004	1171,3	1059,6	959,5
31/01/2005	1319,5	1206,9	1103,6
16/02/2005	1346,6	1212,6	1081,9
23/05/2005	137,6	119,2	105,1
08/06/2005	75,3	62,5	47,7
28/09/2005	43,5	31,9	24,8
14/10/2005	186,1	144,9	115,2
02/01/2006	532,5	465,8	413,9
08/04/2006	12225,7	9951,4	7810,7
11/06/2006	359,1	293,7	243,3
13/07/2006	233,6	197,7	160,8
30/08/2006	95,4	76,5	63,5
10/11/2006	17843,8	15762,8	13871,3
20/12/2006	21481,6	20367,2	19186,6

Tabla 13. Resultados de superficies de lámina de agua mediante NDWI y umbrales aplicados para la marisma de Doñana

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)				
	> 0,0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
01/02/1975	1027,1	446,0	229,3	105,1	9,4
21/10/1978	34591,3	34529,8	33791,8	24332,8	4494,6
12/10/1984	2547,0	272,2	153,0	63,7	4,7
28/10/1984	2781,0	374,0	236,5	90,7	5,8
05/03/1985	17503,9	12928,2	8176,3	4859,0	2433,1
12/08/1985	972,9	614,4	374,8	161,3	4,1
12/06/1986	1843,7	1293,1	975,3	664,9	405,4
28/06/1986	1213,5	844,8	539,5	277,7	28,0
06/01/1987	1373,3	439,0	48,9	7,2	0,5
22/01/1987	4615,6	2022,8	743,7	172,2	2,3
07/02/1987	15570,3	11810,1	7831,6	3928,5	1130,0
12/04/1987	5711,1	2987,0	1229,2	528,5	75,6
30/05/1987	2392,3	1668,4	1217,7	793,6	349,1
15/06/1987	1541,9	1079,8	743,5	413,6	129,3
01/07/1987	775,2	476,2	180,5	0,3	
02/08/1987	27,5	1,0			
18/08/1987	80,4	31,5	13,1	3,4	0,4
03/09/1987	475,0	117,3	30,9	4,8	0,6
10/08/1990	93,2	45,7	13,4	0,5	
27/09/1990	93,2	21,9	4,2	0,3	
04/07/1991	1065,3	488,9	141,8	3,6	0,4
04/05/1995	58,7	25,5	9,8	5,1	0,3
27/08/1999	17,2	7,2	3,3	1,1	
15/11/1999	10080,3	7058,6	4079,9	2141,6	1044,6
17/12/1999	8229,9	5791,6	3618,0	1744,9	610,8
03/02/2000	8956,7	6578,5	3940,7	1865,5	564,4
19/02/2000	6248,3	4066,2	2618,7	1523,5	818,6
25/05/2000	1592,6	973,7	572,9	276,9	48,3
12/07/2000	52,6	31,4	11,6	4,4	0,4
14/09/2000	28,4	12,6	4,1	1,9	0,9
01/11/2000	106,1	35,6	15,1	5,7	2,3
20/01/2001	25787,2	21503,9	13344,9	5482,4	1778,9
21/02/2001	22202,3	17253,6	9882,4	2452,4	102,2
10/04/2001	18232,6	16482,2	13586,7	9613,7	5656,1
28/05/2001	4887,9	3875,7	2925,5	1759,8	770,3
29/06/2001	1538,2	940,9	482,4	195,0	9,2

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)				
	> 0,0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
01/09/2001	106,6	30,9	6,1	2,1	
20/11/2001	5792,4	769,5	16,6		
07/01/2002	14400,6	10162,2	4398,3	1075,1	54,6
24/02/2002	12137,9	9229,3	6430,4	4395,2	2982,7
29/04/2002	5787,1	4328,3	3266,5	2329,4	1449,1
31/05/2002	1150,4	7,4			
16/06/2002	1299,8	904,1	453,0	26,8	
24/06/2002	862,9	237,7	49,7	3,4	0,1
03/08/2002	306,7	47,6	9,5	1,1	0,3
07/11/2002	310,3	161,8	63,9	12,7	2,0
10/01/2003	18059,4	14442,8	11068,7	7226,0	3316,7
16/04/2003	8483,0	6730,7	5203,4	3797,7	2594,5
18/05/2003	6284,7	4763,7	3509,7	2486,3	1619,6
27/06/2003	1757,2	970,8	224,3	14,1	1,6
13/07/2003	564,9	93,0	4,1	0,8	
14/08/2003	119,6	28,5	1,2		
30/08/2003	131,0	66,8	12,0	0,7	0,2
15/09/2003	99,5	52,2	17,2	0,3	
09/10/2003	306,5	48,5	14,9	5,0	2,1
23/07/2004	531,3				
25/09/2004	583,0	28,7	1,5		
30/12/2004	1033,6	494,3	251,2	76,1	13,5
31/01/2005	1102,5	584,6	336,8	105,4	7,1
16/02/2005	910,2	339,1	162,5	77,1	3,6
23/05/2005	330,0	52,7	5,9	1,2	0,4
08/06/2005	152,6	8,0	1,2		
28/09/2005	497,8	18,8	10,2	5,1	2,9
14/10/2005	189,7	31,4	9,4	3,0	0,6
02/01/2006	318,0	148,6	69,8	12,7	2,0
08/04/2006	3787,7	2447,2	1649,2	1049,1	520,6
11/06/2006	789,5	154,3	101,0	59,1	1,0
13/07/2006	469,7	108,6	41,4	0,1	
30/08/2006	548,0	23,2	3,8	2,2	1,3
10/11/2006	15645,6	10858,1	5511,2	1966,3	370,2
20/12/2006	18047,2	15282,9	12989,7	8626,3	3436,2

Tabla 14. Superficies de lámina de agua en hectáreas determinadas mediante NDWI (0,1)* y MNDWI (0,3) en marisma de Doñana

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)
01/02/1975*	446,0
21/10/1978*	34529,8
12/10/1984*	272,2
28/10/1984*	374,0
05/03/1985	23135,2
12/08/1985	1212,8
12/06/1986	3292,4
28/06/1986	1809,3
06/01/1987	1565,7
22/01/1987	5037,7
07/02/1987	15696,8
12/04/1987	9119,8
30/05/1987	4813,7
15/06/1987	2704,0
01/07/1987	1198,3
02/08/1987	2,9
18/08/1987	63,8
03/09/1987	835,7
10/08/1990	120,4
27/09/1990	46,4
04/07/1991	1195,6
04/05/1995	81,6
27/08/1999	9,9
15/11/1999	10485,1
17/12/1999	9145,2
03/02/2000	10885,7
19/02/2000	8802,8
25/05/2000	3221,2
12/07/2000	98,5
14/09/2000	27,5
01/11/2000	142,7
20/01/2001	28340,2
21/02/2001	24130,0

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)
10/04/2001	21564,1
28/05/2001	7768,0
29/06/2001	2309,6
01/09/2001	111,5
20/11/2001	6378,5
07/01/2002	14486,7
24/02/2002	13795,9
29/04/2002	9394,7
16/06/2002	1682,9
24/06/2002	1505,9
03/08/2002	121,8
07/11/2002	441,5
10/01/2003	22149,5
16/04/2003	16672,6
18/05/2003	10584,2
27/06/2003	2967,0
13/07/2003	899,9
14/08/2003	154,4
30/08/2003	131,5
15/09/2003	94,1
09/10/2003	139,1
23/07/2004	370,6
25/09/2004	99,0
30/12/2004	1059,6
31/01/2005	1206,9
16/02/2005	1212,6
23/05/2005	119,2
08/06/2005	62,5
28/09/2005	31,9
14/10/2005	144,9
02/01/2006	465,8
08/04/2006	9951,4
11/06/2006	293,7
13/07/2006	197,7
30/08/2006	76,5
10/11/2006	15762,8
20/12/2006	20367,2

Tabla 15. Cota de nivel de agua y volumen obtenidos a partir de la curva de llenado de Bladé *et al* (2009) y las superficies de lámina de agua significativas determinadas mediante NDWI (0,1)* y MNDWI (0,3) en marisma de Doñana

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)	Cota de nivel de agua (m s.n.m.)	Volumen (hm ³)
21/10/1978*	34529,8	2,05	0,688
05/03/1985	23135,2	1,75	0,283
12/06/1986	3292,4	1,17	0,001
22/01/1987	5037,7	1,24	0,004
07/02/1987	15696,8	1,56	0,132
12/04/1987	9119,8	1,42	0,055
30/05/1987	4813,7	1,23	0,004
15/11/1999	10485,1	1,46	0,070
17/12/1999	9145,2	1,43	0,055
03/02/2000	10885,7	1,46	0,075
19/02/2000	8802,8	1,42	0,051
25/05/2000	3221,2	1,17	0,001
20/01/2001	28340,2	1,90	0,465
21/02/2001	24130,0	1,79	0,314
10/04/2001	21564,1	1,70	0,233
28/05/2001	7768,0	1,37	0,032
20/11/2001	6378,5	1,28	0,007
07/01/2002	14486,7	1,54	0,117
24/02/2002	13795,9	1,52	0,109
29/04/2002	9394,7	1,43	0,058
10/01/2003	22149,5	1,72	0,251
16/04/2003	16672,6	1,58	0,143
18/05/2003	10584,2	1,46	0,071
08/04/2006	9951,4	1,44	0,064
10/11/2006	15762,8	1,56	0,132
20/12/2006	20367,2	1,67	0,208

Tablas de Daimiel

Tabla 16. Resultados de superficies de lámina de agua mediante MNDWI y umbrales aplicados para Tablas de Daimiel

Fecha	Superficie de lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
07/03/1985	82,4	66,9	50,2
15/04/1985	76,1	59,9	45,4
01/05/1985	68,8	54,5	42,8
30/04/1987	1,2	0,5	0,3
07/05/1987	0,5	0,1	0,1
03/08/1990	100,8	70,7	51,6
11/08/1990	250,7	205,3	160,9
12/08/1990	244,4	203,8	163,8
26/05/1991	321,3	271,7	210,7
13/07/1991	130,3	31,5	4,5
12/07/1999	211,5	116,3	36,0
20/08/1999	75,0	54,6	36,0
29/08/1999	59,3	43,9	30,2
08/11/1999	63,6	50,1	37,4
17/11/1999	68,9	53,6	39,9
24/11/1999	69,7	53,7	41,2
20/01/2000	84,2	65,7	49,0
12/02/2000	65,0	51,5	38,6
08/03/2000	73,0	45,0	23,9
02/05/2000	298,2	261,5	227,1
18/05/2000	330,3	270,3	209,4
27/05/2000	361,0	303,0	245,5
28/06/2000	317,9	272,8	228,5
21/07/2000	118,1	21,8	1,1
15/08/2000	132,0	109,8	84,7
22/08/2000	107,8	89,7	69,5
16/09/2000	37,7	24,9	14,6
23/09/2000	25,8	15,2	4,4
21/12/2000	11,7	6,9	2,2
03/04/2001	160,8	125,6	95,9
12/04/2001	211,5	177,2	150,9
30/05/2001	310,5	265,1	228,4
06/06/2001	326,3	275,1	227,5

Fecha	Superficie de lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
01/07/2001	273,4	228,1	176,8
25/07/2001	299,6	245,2	192,2
09/08/2001	246,5	201,8	151,1
03/09/2001	102,7	44,9	10,4
10/09/2001	147,7	113,3	88,7
13/11/2001	99,6	82,0	67,8
25/01/2002	75,0	40,0	9,1
01/02/2002	98,7	85,1	70,0
10/02/2002	80,6	50,9	18,6
26/02/2002	78,4	62,2	45,9
21/03/2002	92,3	77,0	61,9
22/04/2002	147,4	124,0	100,4
25/05/2002	182,7	144,2	108,7
02/06/2002	129,6	67,0	10,9
09/06/2002	185,7	149,3	119,6
10/06/2002	188,2	151,8	117,1
17/06/2002	6,0		
20/07/2002	24,5	0,4	
12/08/2002	64,4	50,0	40,5
13/09/2002	37,8	28,7	20,6
04/05/2003	76,8	14,0	0,6
29/06/2003	126,3	96,4	69,3
06/07/2003	132,8	99,7	69,4
15/07/2003	54,8	23,4	2,0
22/07/2003	81,6	34,7	6,4
31/07/2003	88,0	59,9	25,5
07/08/2003	87,0	66,5	50,9
23/08/2003	60,7	46,8	31,2
17/09/2003	47,1	36,5	27,7
24/09/2003	45,9	33,3	23,0
25/09/2003	23,9	17,5	12,9
10/10/2003	39,1	28,8	21,7
29/05/2004	269,5	194,9	147,2
23/06/2004	148,2	120,2	100,5
09/07/2004	174,2	135,8	106,7
26/08/2004	1,7		
27/09/2004	52,6	43,0	33,8
13/10/2004	36,3	26,7	19,4

Fecha	Superficie de lámina de agua (ha)		
	> 0,2	> 0,3	> 0,4
14/11/2004	65,3	56,1	46,9
16/12/2004	126,6	94,4	79,1
12/11/2006	2,5	1,4	0,7
14/12/2006	3,5	2,2	1,3
21/12/2006	3,0	1,7	0,8

Tabla 17. Resultados de superficies de lámina de agua mediante NDWI y umbrales aplicados para las Tablas de Daimiel

Fecha	Superficie (ha)				
	>0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
07/03/1973	2233,1				
28/07/1975	74,5	30,9	6,8		
02/09/1975	25,6	7,9	1,4	0,4	
24/01/1976	315,7	231,8	164,9	117,7	69,1
29/02/1976	228,2	132,5	61,6	18,7	4,0
07/03/1985	69,8	41,0	13,3		
15/04/1985	63,3	47,2	33,0	11,2	0,2
01/05/1985	45,5	32,6	14,0	0,5	
30/04/1987	0,2				
01/06/1987	10,7				
17/06/1987	167,2				
03/08/1990	43,5	10,8			
11/08/1990	155,1	44,7	0,4		
12/08/1990	165,2	83,3	1,3		
26/05/1991	271,3	214,8	88,7	5,1	0,1
13/07/1991	62,3				
12/07/1999	8,4				
20/08/1999	55,3	25,6	4,5	0,2	
29/08/1999	43,7	20,6	3,9		
08/11/1999	54,1	32,8	15,7	2,3	0,1
17/11/1999	61,3	39,3	19,4	7,1	
24/11/1999	66,3	41,9	20,3	6,6	0,1
20/01/2000	85,7	46,5	19,0	1,3	
12/02/2000	62,9	29,3	3,8		
08/03/2000	48,9	10,9			
02/05/2000	283,4	216,1	138,4	39,0	9,4

Fecha	Superficie (ha)				
	>0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
18/05/2000	261,9	162,2	18,0		
27/05/2000	323,0	244,4	144,5	46,6	2,1
28/06/2000	229,1	174,1	110,6	9,6	
21/07/2000	61,5				
15/08/2000	97,0	65,4	17,0	0,1	
22/08/2000	74,9	44,6	10,9		
16/09/2000	26,2	10,7	0,1		
23/09/2000	19,3	4,3			
21/12/2000	12,4	2,7			
03/04/2001	123,2	61,1	0,9		
12/04/2001	175,7	134,4	90,3	30,9	1,8
30/05/2001	239,9	186,8	133,8	46,7	
06/06/2001	219,4	156,1	57,5		
01/07/2001	175,8	118,6	37,2		
25/07/2001	141,5	83,5	5,9		
09/08/2001	107,7	76,4	42,9	2,3	
03/09/2001	41,9	1,0			
10/09/2001	71,7	44,5	7,2		
13/11/2001	81,2	62,1	43,9	25,8	4,0
25/01/2002	86,6	47,3	5,9		
01/02/2002	98,9	75,4	51,8	30,4	4,5
10/02/2002	86,9	47,1	5,1		
26/02/2002	80,9	55,4	30,3	2,7	
21/03/2002	91,4	65,2	41,0	11,7	0,5
22/04/2002	128,9	83,6	43,5	10,4	0,5
25/05/2002	121,1	88,2	36,8	4,4	
02/06/2002	59,4	3,3			
09/06/2002	102,2	75,3	46,4	8,0	0,1
10/06/2002	116,9	87,8	58,6	10,4	0,3
20/07/2002	7,6				
12/08/2002	34,7	24,4	14,3	1,6	
13/09/2002	22,7	12,1	4,7	0,1	
04/05/2003	50,2	2,3			
29/06/2003	68,4	48,0	19,2	1,3	0,3
06/07/2003	67,8	43,6	10,0	0,2	
15/07/2003	16,2				
22/07/2003	23,3	0,3			
31/07/2003	40,5	6,1	0,3	0,1	

Fecha	Superficie (ha)				
	>0	> 0,1	> 0,2	> 0,3	> 0,4
07/08/2003	46,2	27,8	2,5		
23/08/2003	34,7	19,1	2,1	0,2	
17/09/2003	33,6	24,0	14,2	2,3	0,5
24/09/2003	30,9	19,3	4,5		
25/09/2003	892,4	5,5	0,3		
10/10/2003	27,8	20,5	11,7	1,2	0,3
29/05/2004	603,2	87,5	26,3		
23/06/2004	1009,3	83,6	49,9	6,0	
09/07/2004	979,6	78,1	46,4	5,0	0,7
26/08/2004	885,4				
27/09/2004	880,7	9,0	2,8		
13/10/2004	914,7	5,8	1,4	0,2	
14/11/2004	964,7	43,2	31,8	19,2	7,8
16/12/2004	1053,5	93,7	59,3	30,3	2,4
12/11/2006	3,0	0,9	0,3		
14/12/2006	5,3	2,3	0,2		
21/12/2006	6,4	1,7	0,1		

Tabla 18. Superficies de lámina de agua en hectáreas determinadas mediante NDWI (0,1)* y MNDWI (0,3) en Tablas de Daimiel

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)
28/07/1975*	30,9
02/09/1975*	7,9
24/01/1976*	231,8
29/02/1976*	132,5
07/03/1985	66,9
15/04/1985	59,9
01/05/1985	54,5
30/04/1987	0,5
07/05/1987	0,1
03/08/1990	70,7
11/08/1990	205,3
12/08/1990	203,8
26/05/1991	271,7
13/07/1991	31,5
12/07/1999	116,3

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)
20/08/1999	54,6
29/08/1999	43,9
08/11/1999	50,1
17/11/1999	53,6
24/11/1999	53,7
20/01/2000	65,7
12/02/2000	51,5
08/03/2000	45,0
02/05/2000	261,5
18/05/2000	270,3
27/05/2000	303,0
28/06/2000	272,8
21/07/2000	21,8
15/08/2000	109,8
22/08/2000	89,7
16/09/2000	24,9
23/09/2000	15,2
21/12/2000	6,9
03/04/2001	125,6
12/04/2001	177,2
30/05/2001	265,1
06/06/2001	275,1
01/07/2001	228,1
25/07/2001	245,2
09/08/2001	201,8
03/09/2001	44,9
10/09/2001	113,3
13/11/2001	82,0
25/01/2002	40,0
01/02/2002	85,1
10/02/2002	50,9
26/02/2002	62,2
21/03/2002	77,0
22/04/2002	124,0
25/05/2002	144,2
02/06/2002	67,0
09/06/2002	149,3
10/06/2002	151,8
20/07/2002	0,4

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)
12/08/2002	50,0
13/09/2002	28,7
04/05/2003	14,0
29/06/2003	96,4
06/07/2003	99,7
15/07/2003	23,4
22/07/2003	34,7
31/07/2003	59,9
07/08/2003	66,5
23/08/2003	46,8
17/09/2003	36,5
24/09/2003	33,3
25/09/2003	17,5
10/10/2003	28,8
29/05/2004	194,9
23/06/2004	120,2
09/07/2004	135,8
27/09/2004	43,0
13/10/2004	26,7
14/11/2004	56,1
16/12/2004	94,4
12/11/2006	1,4
14/12/2006	2,2
21/12/2006	1,7

Tabla 19. Valores de Superficie de inundación y volumen de agua obtenidos a partir de niveles teóricos de lámina de agua y el MDT (PNOA) en las Tablas de Daimiel

Nivel de agua	Superficie (ha)	Volumen (hm ³)
600,55	0,00	0,00
600,65	0,00	0,00
600,75	0,01	0,00
600,85	0,01	0,00
600,95	0,02	0,00
601,05	0,03	0,00
601,15	0,04	0,00
601,25	0,06	0,00

Nivel de agua	Superficie (ha)	Volumen (hm ³)
601,35	0,08	0,00
601,45	0,11	0,00
601,55	0,14	0,00
601,65	0,18	0,00
601,75	0,27	0,00
601,85	0,36	0,00
601,95	0,41	0,00
602,05	0,45	0,00
602,15	0,48	0,00
602,25	0,54	0,00
602,35	0,63	0,00
602,45	0,76	0,00
602,55	0,93	0,00
602,65	1,17	0,01
602,75	1,48	0,01
602,85	1,88	0,01
602,95	2,37	0,01
603,05	2,86	0,01
603,15	3,33	0,02
603,25	3,82	0,02
603,35	4,32	0,02
603,45	4,85	0,03
603,55	5,45	0,03
603,65	6,18	0,04
603,75	7,08	0,04
603,85	8,23	0,05
603,95	9,73	0,06
604,05	11,93	0,07
604,15	15,27	0,08
604,25	19,73	0,10
604,35	25,61	0,12
604,45	33,28	0,15
604,55	42,46	0,19
604,65	52,77	0,24
604,75	65,18	0,29
604,85	81,00	0,37
604,95	99,62	0,46
605,05	124,04	0,57
605,15	155,62	0,70

Nivel de agua	Superficie (ha)	Volumen (hm ³)
605,25	192,64	0,88
605,35	231,66	1,09
605,45	272,01	1,34
605,55	314,01	1,63
605,65	358,18	1,97
605,75	406,19	2,35
605,85	463,75	2,78
605,95	538,87	3,27
606,05	609,60	3,84
606,15	673,28	4,48
606,25	737,79	5,18
606,35	802,97	5,94
606,45	868,43	6,77
606,55	935,76	7,67
606,65	1005,86	8,63
606,75	1077,86	9,67
606,85	1153,67	10,79
606,95	1235,36	11,99
607,05	1325,87	13,27
607,15	1423,56	14,65
607,25	1526,14	16,13
607,35	1627,33	17,72
607,45	1729,08	19,40
607,55	1819,45	21,18
607,65	1893,91	23,04
607,75	1945,74	24,96
607,85	1982,49	26,93
607,95	2011,02	28,93
608,05	2033,55	30,96
608,15	2052,82	33,00
608,25	2069,15	35,07
608,35	2082,31	37,14
608,45	2093,27	39,23
608,55	2102,61	41,33
608,65	2110,91	43,44
608,75	2118,01	45,55
608,85	2124,07	47,68
608,95	2129,54	49,80
609,05	2134,46	51,93

Nivel de agua	Superficie (ha)	Volumen (hm ³)
609,15	2139,08	54,07
609,25	2143,43	56,21
609,35	2147,30	58,36
609,45	2150,99	60,51
609,55	2154,25	62,66
609,65	2157,20	64,82
609,75	2159,91	66,98
609,85	2162,39	69,14
609,95	2164,76	71,30
610,05	2166,96	73,47
610,15	2169,08	75,64
610,25	2171,09	77,81
610,35	2173,00	79,98
610,45	2174,80	82,15
610,55	2176,56	84,33
610,65	2178,23	86,51
610,75	2179,83	88,69
610,85	2181,39	90,87
610,95	2183,05	93,05
611,05	2184,71	95,23
611,15	2186,35	97,42
611,25	2187,86	99,60
611,35	2189,21	101,79
611,45	2190,46	103,98
611,55	2191,68	106,17
611,65	2192,94	108,37
611,75	2194,20	110,56
611,85	2195,41	112,76
611,95	2196,63	114,95
612,05	2197,84	117,15
612,15	2199,07	119,35
612,25	2200,27	121,55
612,35	2201,50	123,75
612,45	2202,79	125,95
612,55	2204,05	128,15
612,65	2205,14	130,36
612,75	2206,03	132,56
612,85	2206,88	134,77
612,95	2207,68	136,98

Nivel de agua	Superficie (ha)	Volumen (hm ³)
613,05	2208,31	139,19
613,15	2208,86	141,39
613,25	2209,37	143,60
613,35	2209,85	145,81
613,45	2210,31	148,02
613,55	2210,72	150,23
613,65	2211,13	152,44
613,75	2211,59	154,66
613,85	2212,03	156,87
613,95	2212,44	159,08
614,05	2212,85	161,29
614,15	2213,24	163,51
614,25	2213,58	165,72
614,35	2213,91	167,93
614,45	2214,32	170,15
614,55	2214,80	172,36
614,65	2215,23	174,58
614,75	2215,60	176,79
614,85	2215,96	179,01
614,95	2216,34	181,22
615,05	2216,71	183,44
615,15	2217,02	185,66
615,25	2217,29	187,87
615,35	2217,52	190,09
615,45	2217,74	192,31
615,55	2217,95	194,53
615,65	2218,13	196,75
615,75	2218,28	198,96
615,85	2218,41	201,18
615,95	2218,49	203,40
616,05	2218,57	205,62
616,15	2218,62	207,84
616,25	2218,66	210,06
616,35	2218,69	212,27
616,45	2218,73	214,49
616,55	2218,76	216,71
616,65	2218,80	218,93
616,75	2218,84	221,15
616,85	2218,88	223,37

Nivel de agua	Superficie (ha)	Volumen (hm ³)
616,95	2218,92	225,59
617,05	2218,95	227,81
617,15	2218,97	230,03
617,25	2218,99	232,24

Tabla 20. Cota de nivel de agua y volumen obtenidos a partir del MDT para las superficies de lámina de agua determinadas mediante NDWI (0,1)* y MNDWI (0,3) en Tablas de Daimiel

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)	Cota de nivel de agua (m s.n.m.)	Volumen (hm ³)
28/07/1975	30,9	604,4	0,142
02/09/1975	7,9	603,8	0,050
24/01/1976	231,8	605,4	1,090
29/02/1976	132,5	605,1	0,604
07/03/1985	66,9	604,8	0,302
15/04/1985	59,9	604,7	0,269
01/05/1985	54,5	604,7	0,244
30/04/1987	0,5	602,1	0,002
07/05/1987	0,1	601,4	0,000
03/08/1990	70,7	604,8	0,319
11/08/1990	205,3	605,3	0,946
12/08/1990	203,8	605,3	0,938
26/05/1991	271,7	605,4	1,337
13/07/1991	31,5	604,4	0,144
12/07/1999	116,3	605,0	0,532
20/08/1999	54,6	604,7	0,245
29/08/1999	43,9	604,6	0,195
08/11/1999	50,1	604,6	0,224
17/11/1999	53,6	604,7	0,240
24/11/1999	53,7	604,7	0,240
20/01/2000	65,7	604,8	0,297
12/02/2000	51,5	604,6	0,230
08/03/2000	45,0	604,6	0,200
02/05/2000	261,5	605,4	1,274
18/05/2000	270,3	605,4	1,328
27/05/2000	303,0	605,5	1,555

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)	Cota de nivel de agua (m s.n.m.)	Volumen (hm3)
28/06/2000	272,8	605,5	1,345
21/07/2000	21,8	604,3	0,108
15/08/2000	109,8	605,0	0,503
22/08/2000	89,7	604,9	0,409
16/09/2000	24,9	604,3	0,120
23/09/2000	15,2	604,1	0,083
21/12/2000	6,9	603,7	0,043
03/04/2001	125,6	605,1	0,574
12/04/2001	177,2	605,2	0,806
30/05/2001	265,1	605,4	1,297
06/06/2001	275,1	605,5	1,361
01/07/2001	228,1	605,3	1,069
25/07/2001	245,2	605,4	1,172
09/08/2001	201,8	605,3	0,927
03/09/2001	44,9	604,6	0,200
10/09/2001	113,3	605,0	0,518
13/11/2001	82,0	604,9	0,371
25/01/2002	40,0	604,5	0,178
01/02/2002	85,1	604,9	0,387
10/02/2002	50,9	604,6	0,227
26/02/2002	62,2	604,7	0,280
21/03/2002	77,0	604,8	0,349
22/04/2002	124,0	605,0	0,567
25/05/2002	144,2	605,1	0,655
02/06/2002	67,0	604,8	0,302
09/06/2002	149,3	605,1	0,677
10/06/2002	151,8	605,1	0,688
12/08/2002	50,0	604,6	0,223
13/09/2002	28,7	604,4	0,134
04/05/2003	14,0	604,1	0,078
29/06/2003	96,4	604,9	0,441
06/07/2003	99,7	605,0	0,457
15/07/2003	23,4	604,3	0,114
22/07/2003	34,7	604,5	0,157
31/07/2003	59,9	604,7	0,269
07/08/2003	66,5	604,8	0,300

Fecha	Superficie lámina de agua (ha)	Cota de nivel de agua (m s.n.m.)	Volumen (hm3)
23/08/2003	46,8	604,6	0,208
17/09/2003	36,5	604,5	0,164
24/09/2003	33,3	604,5	0,151
25/09/2003	17,5	604,2	0,092
10/10/2003	28,8	604,4	0,134
29/05/2004	194,9	605,3	0,890
23/06/2004	120,2	605,0	0,550
09/07/2004	135,8	605,1	0,618
27/09/2004	43,0	604,6	0,191
13/10/2004	26,7	604,4	0,126
14/11/2004	56,1	604,7	0,251
16/12/2004	94,4	604,9	0,431
12/11/2006	1,4	602,7	0,007
14/12/2006	2,2	602,9	0,010
21/12/2006	1,7	602,8	0,008

Tabla 21. Valores de superficies obtenidas de lámina de agua mediante MNDWI (0,3) y superficies del Plan REGATA en las Tablas de Daimiel

Fecha	Superficie lámina de agua detectada (Ha)	Superficie Plan REGATA (Ha)
28/07/1975	0,1	210
02/09/1975	0,5	360
24/01/1976	1,4	20
29/02/1976	1,7	20
07/03/1985	2,2	20
15/04/1985	6,9	75
01/05/1985	7,9	127
07/05/1987	15,2	170
03/08/1990	17,5	350
26/05/1991	24,9	170
13/07/1991	26,7	554
12/07/1999	28,7	75
20/08/1999	28,8	300
17/11/1999	33,3	350
20/01/2000	36,5	350
12/02/2000	40	300
08/03/2000	43	602
02/05/2000	43,9	180

Fecha	Superficie lámina de agua detectada (Ha)	Superficie Plan REGATA (Ha)
18/05/2000	44,9	500
27/05/2000	45	616
28/06/2000	46,8	400
21/07/2000	50	190
15/08/2000	50,1	180
22/08/2000	50,9	290
16/09/2000	51,5	160
23/09/2000	53,6	180
21/12/2000	53,7	180
03/04/2001	54,5	807
12/04/2001	54,6	180
30/05/2001	56,1	850
06/06/2001	59,9	640
25/07/2001	62,2	290
09/08/2001	65,7	152
03/09/2001	66,5	400
10/09/2001	66,9	534
13/11/2001	67	738
25/01/2002	70,7	550
01/02/2002	77	250
10/02/2002	82	350
26/02/2002	85,1	290
21/03/2002	89,7	480
02/06/2002	99,7	900
09/06/2002	109,8	480
10/06/2002	113,3	500
12/08/2002	116,3	424
04/05/2003	124	805
29/06/2003	125,6	888
06/07/2003	132,5	1322
22/07/2003	144,2	845
31/07/2003	149,3	738
07/08/2003	151,8	738
23/08/2003	177,2	888
24/09/2003	201,8	636
10/10/2003	205,3	550
29/05/2004	228,1	1000
23/06/2004	231,8	1459
09/07/2004	245,2	1000
27/09/2004	261,5	1120
13/10/2004	265,1	1218
14/11/2004	270,3	1120
16/12/2004	271,7	1440

Fecha	Superficie lámina de agua detectada (Ha)	Superficie Plan REGATA (Ha)
12/11/2006	272,8	1030
14/12/2006	275,1	1300
21/12/2006	303	1120

ANEXO 3. RESULTADOS

El presente anexo presenta la estructura de las carpetas del CD/DVD en el que se recogen los resultados de las metodologías de índices espectrales y composiciones RGB empleados para la determinación de superficies de lámina de agua en el presente trabajo. La información puede también solicitarse escribiendo al autor al correo electrónico jualoar@doctor.upv.es o jglozanoarango@gmail.com.

