




Turbidez y profundidad de disco de Secchi con Sentinel-2 en embalses con diferente estado trófico en la Comunidad Valenciana

Delegido, J. ¹, Urrego, P.¹, Vicente, E.², Sòria-Perpinyà, X. ², Soria, J.M. ², Pereira-Sandoval, M.¹, Ruiz-Verdú, A.¹, Peña, R.¹, Moreno, J.¹

¹ *Laboratori de Processament d'Imatges, Parque Científico de Paterna, Universitat de València, 46980, Paterna (Valencia) España.*

² *Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva (ICBiBE). Universitat de València. C/ Catedrático José Beltrán Martínez, 2. 46980, Paterna (Valencia) España.*

Resumen: En los estudios de calidad de aguas por teledetección, uno de los principales indicadores es la transparencia o turbidez del agua. La transparencia puede ser medida *in situ* mediante la profundidad del disco de Secchi (SD), y la turbidez con un turbidímetro. En las últimas décadas se han utilizado diferentes relaciones entre bandas de diferentes sensores obtenidas por teledetección para la estimación de estos parámetros. En este trabajo, a partir de datos de campo obtenidos a lo largo de 2017 y 2018 en embalses de la cuenca del Júcar con gran variedad de estados tróficos, se han calibrado diferentes índices y bandas para poder estimar la transparencia a partir de imágenes Sentinel-2 (S2). A las imágenes S2 nivel L1C tomadas en el mismo día que los datos de campo, se les han aplicado tres métodos de corrección atmosférica desarrollados para aguas: Polymer, C2RCC y C2X. A partir de los espectros de S2 obtenidos y de los datos de campo de SD se ha observado que el menor error se obtiene con las imágenes corregidas con Polymer y un ajuste potencial del cociente de reflectividades en las bandas azul y verde (R_{490}/R_{560}), que permiten la estimación de SD con un error relativo del 13%. También el método C2X presenta buen ajuste con el mismo cociente de bandas, aunque un error mayor, presentando la corrección C2RCC la peor correlación. Se ha obtenido también la relación entre SD (en m) y turbidez (en NTU), lo que proporciona un método operativo para la estimación de la turbidez con S2. Se muestra, además, la relación para los diferentes embalses entre el SD y la concentración de clorofila-*a*, sólidos en suspensión y materia orgánica disuelta.

Palabras clave: Sentinel-2, eutrofización, Disco de Secchi, turbidez, embalses cuenca Júcar.

Turbidity and Secchi disc depth with Sentinel-2 in different trophic status reservoirs at the Comunidad Valenciana

Abstract: Transparency or turbidity is one of the main indicators in studies of water quality using remote sensing. Transparency can be measured *in situ* through the Secchi disc depth (SD), and turbidity using a turbidimeter. In recent decades, different relationships between bands from different remote sensing sensors have been used for the estimation of these variables. In this paper, several indices and spectral bands have been calibrated in order to

To cite this article: Delegido, J., Urrego, P., Vicente, E., Sòria-Perpinyà, X., Soria, J.M., Pereira-Sandoval, M., Ruiz-Verdú, A., Peña, R., Moreno, J. 2019. Turbidity and Secchi disc depth with Sentinel-2 in different trophic status reservoirs at the Comunidad Valenciana. *Revista de Teledetección*, 54, 15-24. <https://doi.org/10.4995/raet.2019.12603>

* *Corresponding author:* Jesus.Delegido@uv.es

estimate transparency from Sentinel-2 (S2) images from field data, obtained throughout 2017 and 2018 in Júcar basin reservoirs with a great variety of trophic states. Three atmospheric correction methods developed for waters have been applied to the S2 level L1C images taken at the same day as the field data: Polymer, C2RCC and C2X. From the spectra obtained from S2 and the SD field data, it has been found that the smallest error is obtained with the images atmospherically corrected with Polymer and a potential adjustment of the reflectivities' ratio of the blue and green bands (R_{490}/R_{560}), which allow the estimation of SD with a relative error of 13%. Also the C2X method presents good adjustment with the same bands ratio, although with a greater error, while the correction C2RCC shows the worst correlation. The relationship between SD (in m) and turbidity (in NTU) has also been obtained, which provides an operational method for estimating turbidity with S2. The relationship for the different reservoirs between SD and chlorophyll-*a* concentration, suspended solids and dissolved organic matter, is also shown.

Key words: Sentinel-2, eutrophication, Secchi disk, turbidity, Júcar basin reservoirs.

1. Introducción

El seguimiento de la calidad de agua es cada vez más necesario, no solo en cuanto a las necesidades de consumo humano, agronómico e industrial, sino también para el buen funcionamiento de los ecosistemas naturales. El desarrollo de la teledetección está proporcionando útiles herramientas para el estudio y seguimiento de la calidad de aguas continentales y marinas (Gholizadeh *et al.*, 2016; Tyler *et al.*, 2016; Page *et al.*, 2018; Pahlevan *et al.*, 2019). Los satélites Sentinel-2 (S2) de la ESA ofrecen imágenes de buena calidad radiométrica y adecuada resolución espacial y temporal, muy útiles en los estudios de calidad del agua, principalmente en aguas continentales debido al pequeño tamaño de muchos lagos y embalses. Por ello, diferentes investigaciones llevadas a cabo en los últimos años están desarrollando métodos operativos para la estimación de la calidad del agua con S2 (Ansper y Alikas, 2019; Soria *et al.*, 2019; Toming *et al.*, 2016; Pahlevan *et al.*, 2019; Page *et al.*, 2019), como el proyecto llevado a cabo por los autores de este artículo *Ecological Status of Aquatic Systems with Sentinel Satellites* (ESAQS, <https://ipl.uv.es/esaqs/>), cuyo objetivo principal fue desarrollar y validar algoritmos para la estimación de indicadores ecológicos de calidad en aguas continentales, entre ellos la concentración de clorofila-*a* [Chl-*a*], la transparencia, la materia orgánica disuelta y los sólidos en suspensión, a partir de imágenes S2 en diferentes lagos y embalses de la cuenca del Júcar (Pereira-Sandoval *et al.*, 2019a).

La claridad del agua es la primera propiedad percibida por los usuarios que está relacionada con dos variables que han sido muy estudiadas por

la teledetección desde sus inicios: la transparencia y la turbidez del agua (Matthews, 2011). La transparencia puede ser estimada a través de la profundidad de visión del disco de Secchi en m (SD), que se define como la profundidad a la que el ojo humano deja de ver un disco metálico de 20 cm de diámetro, y que es un buen indicador de la profundidad a la que la luz del sol penetra en el agua (Lee *et al.*, 2016). La turbidez viene determinada por la dispersión de la luz causada por la materia suspendida en el agua, que es lo opuesto a la claridad y se obtiene normalmente mediante un turbidímetro, que proporciona medidas en Nephelometric Turbidity Unit (NTU) y mide la dispersión de un rayo de luz en el agua a 90° de la luz incidente (Matthews, 2011). Ambas variables, turbidez y SD, están directamente relacionados (Gholizadeh *et al.*, 2016) y se usan para la clasificación del estado ecológico de cuerpos de agua según la Directiva Marco del Agua Europea (Alikas y Kratzer, 2017).

Diferentes autores han calibrado distintos índices espectrales adaptados a diferentes satélites para la estimación de la transparencia y/o la turbidez por teledetección (Khorram *et al.*, 1991; Koponen *et al.*, 2002; Gholizadeh *et al.*, 2016; Matthews, 2011; Page *et al.*, 2019). En un trabajo previo (Pereira-Sandoval *et al.*, 2019a) hemos demostrado que, a partir de datos de campo de SD y radiometría directa obtenidos en ESAQS, los mejores índices para la estimación de SD a partir de imágenes S2 en los embalses de la zona valenciana, son R_{490}/R_{560} , R_{490}/R_{705} y R_{560}/R_{705} (donde R_i es la reflectividad en la banda *i* en nm). Estos índices fueron seleccionados después de comprobar un gran número de combinaciones simulando las bandas de S2 a partir de la radiometría de campo.

Sin embargo, si se pretende obtener un método operativo para la estimación de transparencia y turbidez a partir de imágenes S2, es necesario recalibrar estos modelos utilizando espectros obtenidos directamente de imágenes S2 con los mismos datos de campo de turbidez y SD, pues hay que tener en cuenta que el proceso de corrección atmosférica tiene una gran importancia en los estudios de calidad de medios acuáticos debido a la baja reflectividad del agua. En otro trabajo previo, comparando los espectros de S2 con diferentes métodos de corrección atmosférica con su correspondiente radiometría *in situ* en ESAQS, Pereira-Sandoval *et al.*, (2018, 2019b) observamos que los mejores métodos de corrección atmosférica para estos embalses son Polymer, C2RCC y C2X. Polymer (*Polynomial based algorithm applied to MERIS*) utiliza una técnica de optimización usando todas las bandas (Steinmetz *et al.*, 2011). El método *Case 2 Regional Coast Colour* (C2RCC) (Brockmann *et al.*, 2016), disponible en el software libre de la ESA, SNAP, para el procesado de imágenes Copernicus, se basa en la inversión por redes neuronales de una gran base de datos obtenida con modelos de transferencia radiativa. En SNAP también está disponible una versión desarrollada para aguas turbias llamada C2RCC *for Complex Waters* (C2X).

El objetivo de este trabajo es desarrollar un método operativo para la elaboración de mapas de SD y turbidez a partir de imágenes S2 para los embalses de la Comunidad Valenciana. Para ello se pretende seleccionar el índice y la corrección atmosférica que proporcionan mayor correlación y menor error, comprobando solo los tres mejores correctores para estos embalses: Polymer, C2RCC y C2X.

2. Material y métodos

2.1. Zona de estudio y datos de campo

En este trabajo se ha usado la base de datos del proyecto ESAQS, en el que hemos hecho muestreos desde diciembre de 2016 hasta diciembre de 2018 en una serie de embalses de la cuenca del Júcar (al este de la Península Ibérica, ver Figura 1) seleccionados por sus diferentes estados tróficos: Bellús, Benagéber, Beniarrés, Contreras, María Cristina, Regajo, Sitjar y Tous (Delegido *et al.*,

2019). En los embalses seleccionados, representativos de toda la zona valenciana, se realizaron 30 campañas de campo en días coincidentes con el paso del satélite S2 y cielo despejado, de manera que hubiera menos de tres horas de diferencia entre las medidas de la reflectividad del agua y la recogida de muestras y la toma de la imagen S2. En cada campaña se seleccionaron entre 2 y 5 puntos de medida en cada embalse, alejados más de 60 m tanto de la orilla como entre ellos para evitar efectos de borde y adyacencia. En cada punto se midieron *in situ* la profundidad de visión del disco de Secchi, la temperatura del agua, la conductividad, la concentración de clorofila-*a* [Chl-*a*] por fluorimetría y la turbidez por nefelometría (fluorímetro y turbidímetro C3, Turner Ins.). Además, se tomaron muestras de agua para posteriores medidas en el laboratorio. Otras variables, como la materia orgánica disuelta (MOD), se midió en el laboratorio usando un espectrofotómetro Beckman DU-650, a partir de los valores de absorbancia en el ultravioleta a la longitud de onda de 250 nm, utilizando una cubeta de medida de cuarzo de 1 cm de paso óptico y como patrón una solución de Sulfato de Quinina, realizando una recta de calibrado para obtener los valores de materia orgánica expresada en miligramos por litro de Equivalentes de Sulfato de Quinina (EQS) (Korshin *et al.*, 1997). Adicionalmente, para catalogar los diferentes tipos de materia orgánica se utilizó un espectrofluorímetro Hitachi F-7000. También en el laboratorio, para otra medida de la [Chl-*a*] se aplicó el método estándar de extracción de Shoaf and Lium (1976) y el método de cálculo de Jeffrey and Humphrey (1975). La turbidez se calculó utilizando un turbidímetro de mano AquaFluor® (Turner designs). Estas dos medidas se repitieron en el laboratorio a partir de las muestras de agua tomadas en el embalse, a fin de validar los datos de campo. Los sólidos en suspensión (S.S.) se determinaron por métodos gravimétricos (APHA, 1992).

Simultáneamente a las medidas *in situ* y obtención de las muestras, en cada punto se obtuvo la reflectividad mediante la medida de la espectroradiometría directa del agua con un espectrómetro de campo ASD HandHeld2 (Pereira-Sandoval *et al.*, 2019b). En total disponemos de 82 puntos georreferenciados con las medidas de todas las variables indicadas.

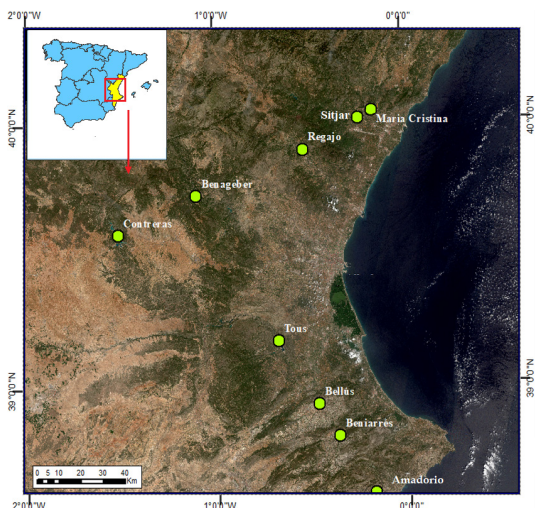


Figura 1. Embalses en estudio en la Comunidad Valenciana (en amarillo).

Para obtener información de la influencia de cada variable en la transparencia del agua, en un primer análisis se ha estudiado la relación entre SD y las cuatro variables siguientes: concentración de clorofila, sólidos en suspensión, materia orgánica disuelta y turbidez.

2.2. Tratamiento de imágenes

Se han descargado imágenes S2 coincidentes con la toma de datos de campo, nivel LIC del servidor de la ESA (*Open Access Hub*). Las imágenes se remuestrearon a 20 m y se corrigieron con Polymer, C2RCC y C2X por separado. En cada uno de los métodos se dejaron de entrada los datos proporcionados por defecto por cada procesador, sin información extra adicional. Se extrajeron 9 píxeles de 20 m alrededor de las coordenadas de cada punto de medida con cuyos espectros, junto a los datos de campo, se construyó la base de datos para la calibración de los índices.

2.3. Calibración de índices y bandas

En cada píxel se han calculado los índices R_{490}/R_{560} , R_{490}/R_{705} y R_{560}/R_{705} que fueron los mejores índices para la estimación de SD a partir de imágenes simuladas de S2 según Pereira-Sandoval *et al.* (2019a). Además, se han calculado los índices R_{665}/R_{490} y R_{490}/R_{665} , cocientes entre el azul y el

rojo que han sido muy utilizados por diferentes autores para la estimación de SD (Matthews, 2011). También se han buscado las correlaciones directas entre la reflectividad de determinadas bandas y SD, que ha sido un método muy utilizado por otros autores (Matthews, 2011), seleccionando para ello la banda del rojo R_{665} , y dos bandas del *Red Edge* R_{705} y R_{740} .

Tras el cálculo de los cinco índices, fueron representados gráficamente los valores de SD medidos *in situ* frente a cada uno de estos índices y las tres bandas, para cada una de las tres correcciones atmosféricas y se calcularon los coeficientes de determinación (R^2) y el error cuadrático medio (RMSE) de cada uno de estos ajustes, tanto con funciones lineales como potenciales.

3. Resultados y discusión

Con el objetivo de tener una visión global del estado ecológico de los diferentes embalses y si existen relaciones entre las variables con la transparencia, en la figura 2 se muestran los valores de la [Chl-*a*], S.S., MOD y Turbidez en función de SD de todos los puntos medidos, clasificados por embalse. En la figura 2(a) se observa una cierta correlación inversa entre [Chl-*a*] y SD. También observamos que los embalses con mayor [Chl-*a*] y menor SD son Bellús y Beniarrés, mientras que el más transparente es Tous, y a veces Sitjar y Benagéber (Delegido *et al.*, 2019).

En la figura 2(b) se observa de nuevo que los embalses más hipertróficos son Bellús y Beniarrés, con mayor concentración de S.S. En esta figura vemos también que el contenido en S.S. tiene fuerte influencia en la transparencia pues los valores presentan una correlación inversa, mucho más evidente que en el caso de la [Chl-*a*]. De ello se puede deducir que, en estos embalses, la transparencia viene fundamentalmente influida por los sólidos en suspensión, minerales u orgánicos, más que por el fitoplancton. Algunos puntos que se alejan de la tendencia general, como los dos de Regajo y uno de Beniarrés, con valores bajos de SD y S.S., tienen valores muy altos de [Chl-*a*] (Figuras 2(a) y (b)). En la figura 2(c) se observa que, de las cuatro variables, la MOD es obviamente la que menos correlación obtiene con la transparencia medida con el SD.

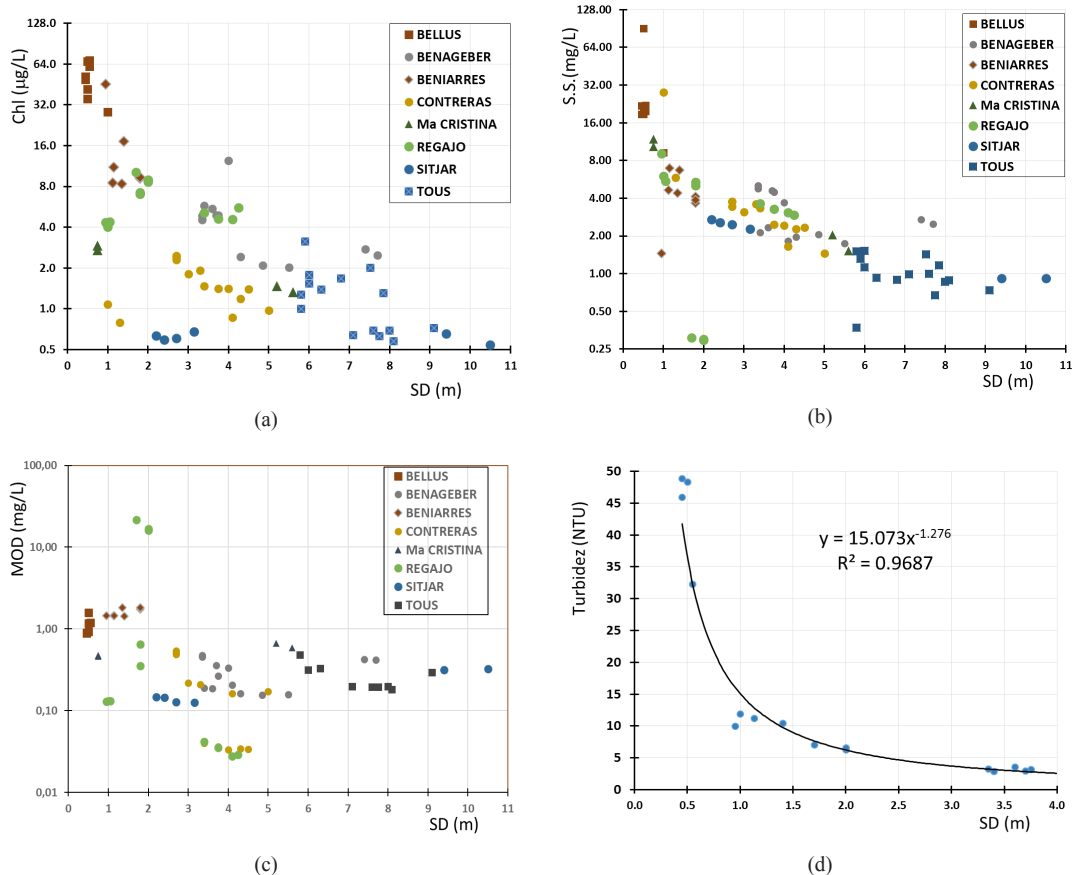


Figura 2. (a) Valores medidos de [Chl-*a*], (b) Concentración de sólidos en suspensión, (c) Materia orgánica disuelta (los tres en escala logarítmica) y (d) Turbidez, todos en función de SD para los distintos embalses en estudio.

Por otra parte, aunque es muy conocida la relación entre SD y la turbidez, en la figura 2(d) se presentan ambas variables con los datos de campo de ESAQS (en este caso el número de datos es solo 15 pues no en todos los embalses se midió la turbidez). En ella se observa una fuerte correlación inversa, similar a la observada por otros autores (Baughman *et al.*, 2015) con $R^2 = 0,97$ de manera que la ecuación que permite relacionar ambas variables es:

$$\text{Turbidez (NTU)} = 15,073 (\text{SD(m)})^{-1,276} \quad (1)$$

Con el objetivo de buscar el mejor índice para estimar la transparencia con S2, se han calculado las correlaciones entre los cinco índices y las tres bandas seleccionadas, con los tres métodos de corrección atmosférica en estudio. Se han calculado las correlaciones tanto lineales como potenciales.

En la tabla 1 se muestran los resultados de R^2 y RMSE de todas las combinaciones, mostrando solo los valores de los ajustes de tipo potencial pues en todos los casos, la correlación que se obtiene con ajustes lineales es menor. En todos estos ajustes el p-valor es inferior a 0,001.

En la tabla 1 se observa que, buscando las combinaciones con más alto R^2 y a la vez menor RMSE, la mejor correlación con SD se ha obtenido con el cociente R_{490}/R_{560} y la corrección atmosférica Polymer, que se muestra en la figura 3. En ella se observa que, ajustando por el método de mínimos cuadrados a una función de tipo potencial, el mejor ajuste se obtiene con la ecuación:

$$\text{SD (m)} = 4,7134 (R_{490}/R_{560})^{2,5569} \quad (2)$$

Tabla 1. Coeficientes de determinación R² y error cuadrático medio RMSE (en m) de los ajustes de tipo potencial entre las diferentes bandas (en nm) y cocientes de bandas frente al SD. En negrita las dos combinaciones seleccionadas.

		665/490	490/665	490/560	490/705	560/705	665	705	740
POLYM.	R ²	0,802	0,802	0,821	0,674	0,592	0,710	0,818	0,657
	RMSE	2,4	2,4	1,4	1,6	1,7	2,2	1,9	2,2
C2X	R ²	0,724	0,724	0,646	0,739	0,644	0,520	0,640	0,675
	RMSE	2,0	2,0	1,7	1,9	2,1	2,7	2,5	2,4
C2RCC	R ²	0,341	0,542	0,367	0,539	0,545	0,422	0,445	0,460
	RMSE	2,7	1,8	1,9	1,7	1,7	2,5	2,4	2,4

Sin embargo, si comparamos con los resultados de Pereira-Sandoval *et al.* (2019a) donde se obtenía la mejor correlación con R₄₉₀/R₇₀₅, vemos que, en ese artículo, también se obtenía buen R² con la relación R₄₉₀/R₅₆₀ y con la ecuación:

$$SD (m) = e^{3,3435 \ln (R_{490}/R_{560}) + 1,7422} \quad (3)$$

Para comparar las ecuaciones (2) y (3), vamos a aplicar logaritmos en ambos miembros de la ecuación (3), con lo que se obtiene:

$$\ln (SD) = 3,3435 \ln (R_{490}/R_{560}) + \ln 5,71 \quad (4)$$

Esta ecuación es equivalente a:

$$SD (m) = 5,71 (R_{490}/R_{560})^{3,3435} \quad (5)$$

Ecuación con la misma forma matemática que la (2) con un ligero cambio en los coeficientes. Para comparar la ecuación 2, obtenida en este trabajo con espectros de S2, con la ecuación 3 o 5 de Pereira-Sandoval *et al.* (2019a), y que fue obtenida con los mismos datos, pero simulando S2 a partir de radiometría de campo, en la figura 3 se ha representado en color rojo la ecuación 3. La gráfica muestra que ambas curvas siguen la tendencia de los puntos experimentales. Sin embargo, al calcular el RMSE obtenido con ambas ecuaciones, se obtiene un valor de 1,7 m para el caso de la ecuación 3 (error relativo del 16%) y un valor de 1,4 m para el caso de la ecuación 2 (error relativo del 13%). La diferencia proviene fundamentalmente del método de corrección atmosférica aplicado, pero puede también ser debido a que la simulación de espectros S2 no es exacta, o que puedan existir desfases espacio-temporales entre la medida de campo y la imagen, pues, aunque se obtuvieron el mismo día, en cuestión de horas pueden haber cambiado las condiciones del embalse, por cambios en la iluminación, ráfagas de viento, corrientes u otros factores. Además, la radiometría

de campo se obtiene en un área reducida, de pocos m², mientras que los espectros S2 se extraen de un kernel de 9 píxeles alrededor del punto, que abarcan áreas mucho mayores por lo que pueden existir diferencias.

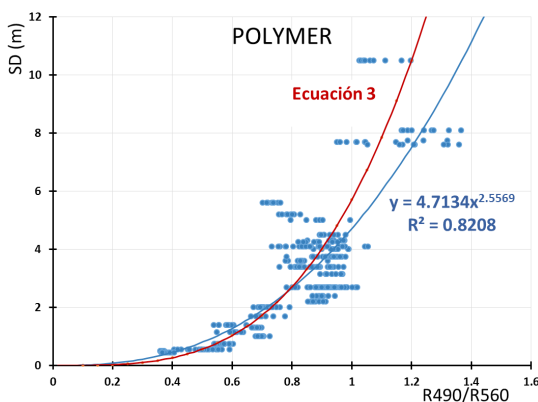


Figura 3. SD experimental en función del índice R₄₉₀/R₅₆₀ obtenido con imágenes S2 corregidas con Polymer.

Combinando la ecuación 2 con la fórmula que relaciona la turbidez con SD (ecuación 1) se obtiene:

$$Turbidez (NTU) = 2,0846 (R_{490}/R_{560})^{-3,2626} \quad (6)$$

Ecuación que nos permite obtener mapas de turbidez a partir de imágenes S2 en los embalses objeto de estudio.

De la misma manera, observando la tabla 1 se ve que la mejor correlación con menor RMSE para la corrección atmosférica C2X, se obtiene con el mismo índice. En la figura 4 se muestran los valores de SD experimentales frente al índice calculado con las imágenes S2 corregidas por C2X. Se muestra también en la figura la curva obtenida por la ecuación 3 (en rojo). En este caso la correlación es inferior y además se observa que la ecuación 3 subestima en general los valores

experimentales de SD. Sin embargo, también el método C2X nos permite estimar SD con un error aceptable (RMSE = 1,7 m) con la ecuación:

$$SD \text{ (m)} = 8,8274 \left(R_{490}/R_{560} \right)^{2,7981} \quad (7)$$

En este caso, la turbidez se puede calcular como

$$\text{Turbidez (NTU)} = 0,9361 \left(R_{490}/R_{560} \right)^{-3,5704} \quad (8)$$

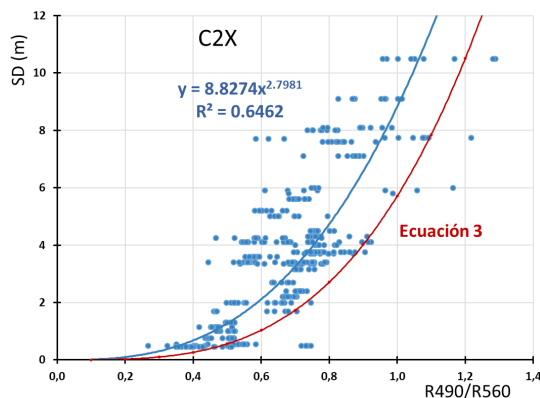


Figura 4. SD experimental en función del índice R_{490}/R_{560} obtenido con imágenes S2 corregidas con C2X.

Por último, en la figura 5 se muestran los valores de SD medidos en las campañas de campo frente al mismo índice R_{490}/R_{560} calculado con imágenes S2 corregidas con C2RCC. La correlación es más baja y el error mayor y claramente se observa que la curva obtenida de la ecuación 3 es muy diferente a la curva de ajuste. Esto, junto al hecho de que todos los índices y bandas muestran valores menores de R^2 que los conseguidos con las otras dos

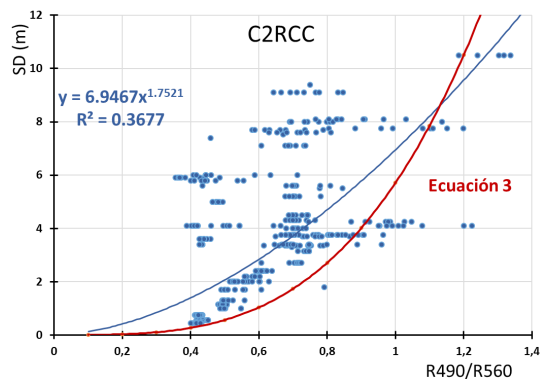


Figura 5. SD experimental en función del índice R_{490}/R_{560} obtenido con imágenes S2 corregidas con C2RCC.

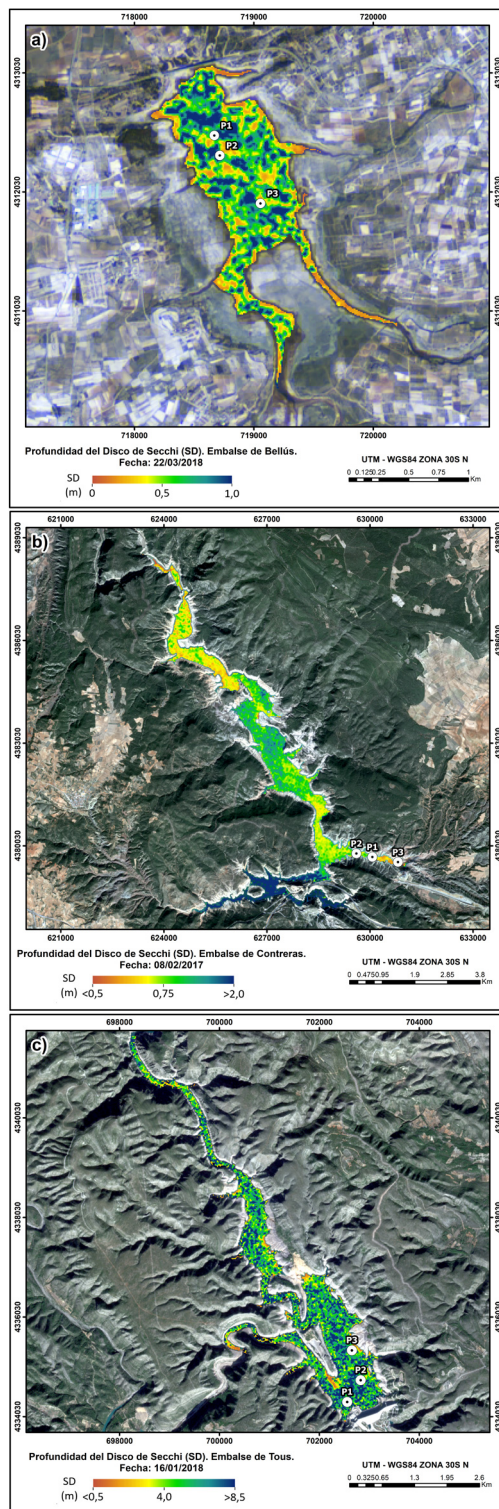


Figura 6. Mapa temático del SD (m) del embalse de Bellús del 22 de marzo de 2018 (a) del embalse de Contreras del 8 de febrero de 2017 (b) y del embalse de Tous del 16 de enero de 2018 (c). Se muestran los puntos de muestreo.

correcciones atmosféricas (Tabla 1), nos conduce a la conclusión de que C2RCC no es un método apropiado para estos casos. Esto coincide también con el hecho de que es un método de corrección atmosférica desarrollado para aguas oceánicas con una transparencia mucho mayor, por lo que este método no es adecuado en embalses con valores de [Chl-*a*] mayores a 5 µg/L aproximadamente.

El índice que presenta menor error entre los probados en este trabajo fue el cociente entre la banda azul y verde de S2, que ha sido utilizado por otros autores en estudios de la transparencia del agua por teledetección. Por ejemplo, Soria *et al.* (2017) obtuvieron muy altas correlaciones entre el SD y el cociente de las bandas azul y verde de Landsat-8 en los embalses ultraoligotróficos de la cuenca del Ebro. Las mismas bandas del ETM+ en Landsat fueron usadas por Zhao *et al.* (2011) para estudiar SD en un lago y sus ríos en China. Mosquera *et al.* (2006) utilizaron el cociente entre las bandas azul y verde de MERIS para el estudio de la clorofila en las costas gallegas. También este cociente ha sido usado por otros autores para el estudio de la transparencia en diferentes cuerpos de agua (Doron *et al.*, 2007; Mueller, 2000; Kratzer *et al.*, 2008).

Finalmente, a modo de ejemplo, en la figura 6 se muestran tres embalses con diferente estado trófico elegidos entre los estudiados, y de los cuales se ha obtenido un mapa de SD. Para ello, a partir de una imagen S2, nivel L1C remuestreada a 20 m, recortada y posteriormente corregida con C2X, se ha aplicado la ecuación 7. Sobre el mapa de SD obtenido se ha aplicado un filtro promedio 3x3 para corregir el efecto de sal y pimienta que proporciona el corrector C2X. Observando las escalas de colores de la figura, se deduce que el embalse de Bellús es hipertrofico, con valores de SD entre 0,5 y 1 m. El de Contreras, mesotrofico, con SD entre 0,5 y 2 m y el de Tous, oligotrofico, con SD entre 1 y 8,5 m.

4. Conclusiones

La profundidad del disco de Secchi y la turbidez de los embalses de la Comunidad Valenciana pueden ser estimadas con imágenes Sentinel-2. La mejor correlación se obtiene con un ajuste potencial del cociente entre las bandas azul y verde, con corrección atmosférica Polymer, que permiten obtener

el SD con un error relativo del 13%. El mismo cociente de bandas, con la corrección atmosférica C2X, también puede ser usado para la estimación del SD con un error relativo algo superior, del 16%. La relación entre turbidez y SD proporcionada por los datos de campo, nos permite también obtener la turbidez en NTU a partir del mismo cociente de bandas del S2. Esto nos proporciona un método operativo para la elaboración de mapas temáticos de ambas variables cada 5 días, en ausencia de nubes, para los embalses de la cuenca del Júcar y que podría ser extensivo a otras regiones.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias al Proyecto ESAQS del Programa Prometeo para grupos de investigación de excelencia de la Conselleria d'Educació, Investigació, Cultura i Esport (GVPROMETEO2016-132) de la Generalitat Valenciana.

Referencias

- Alikas, K., Kratzer, S. 2017. Improved retrieval of Secchi depth for optically-complex waters using remote sensing data. *Ecological indicators*, 77, 218-227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.007>
- Ansper, A., Alikas, K. 2019. Retrieval of Chlorophyll-a from Sentinel-2 MSI Data for the European Union Water Framework Directive Reporting Purposes. *Remote Sensing*, 11, 64. <https://doi.org/10.3390/rs11010064>
- APHA, 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th edition. *American Public Health Association*. Washington D.C., USA. 1105 pp.
- Baughman, C.A., Jones, B.M., Bartz, K.K., Young, D.B., Zimmerman, C.E. 2015. Reconstructing Turbidity in a Glacially Influenced Lake Using the Landsat TM and ETM+ Surface Reflectance Climate Data Record Archive, Lake Clark, Alaska. *Remote Sensing*, 7, 13692-13710. <https://doi.org/10.3390/rs71013692>
- Brockmann, C., Doerffer, R., Peters, M., Kerstin, S., Embacher, S., Ruescas, A. 2016. Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. In Proceedings of the "ESA Living Planet Symposium 2016", Prague, Czech Republic, 9-13 May 2016.

- Delegido, J., Urrego, P., Ruiz-Verdú, A., Pereira-Sandoval, M., Vicente, E., Sòria-Perpinyà, X., Soria, J.M., Moreno, J. 2019. Transparencia de diferentes embalses de la cuenca del Júcar con imágenes Sentinel-2. *XVIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección*. Valladolid, 24-27 septiembre 2019.
- Doron, M., Babin, M., Mangin, A., Hembise, O. 2007. Estimation of light penetration, and horizontal and vertical visibility in oceanic and coastal waters from surface reflectance. *J. Geophys. Res.*, 112, C06003. <https://doi.org/10.1029/2006JC004007>
- Gholizadeh, M.H., Melesse, A.M., Reddi, L. 2016. A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. *Sensors*, 16(8), E1298. <https://doi.org/10.3390/s16081298>
- Jeffrey, S.T., Humphrey, G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz.*, 167, 191-194. [https://doi.org/10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)
- Khorram, S., Cheshire, H., Geraci, A.L., Rosa, G.L., 1991. Water quality mapping of Augusta Bay, Italy from Landsat-TM data. *Int. J. Remote Sens.*, 12(4), 803-808. <https://doi.org/10.1080/01431169108929696>
- Koponen, S., Pulliainen, J., Kallio, K., Hallikainen, M. 2002. Lake water quality classification with airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, 79, 51-59. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00238-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00238-3)
- Korshin, G.V., Li, C.W., Benjamin, M.M. 1997. Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy: A consistent theory. *Water Research*, 31, 1787-1795. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00006-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00006-7)
- Kratzer, S., Brockmann, C., Moore, G. 2008. Using MERIS full resolution data to monitor coastal waters – A case study from Himmerfjärden, a fjord-like bay in the northwestern Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment*, 112(5), 2284-2300. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.10.006>
- Lee, Z., Shang, S., Hu, C., Du, K., Weidemann, A., Hou, W., Lin, J., Lin, G. 2016. Secchi disk depth: a new theory and mechanistic model for underwater visibility. *Remote Sens. Environ.*, 169, 139-149. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.08.002>
- Matthews, M.W. 2011. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21), 6855-6899. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.512947>
- Mosquera, A., Torres, J.M., González-Vilas, L., Martínez-Iglesias, G., Pazos, Y. 2006. Estudio de una floración tóxica de *Pseudonitzschias* sp. en las costas de Galicia usando una imagen MERIS y datos *in situ*. *Revista de Teledetección*, 25, 75-79. Disponible en: <http://www.aet.org.es/revistas/revista25/AET25-15.pdf>. Último acceso: Diciembre de 2019.
- Mueller, J. L. 2000. SeaWiFS algorithm for the diffuse attenuation coefficient, K (490), using water-leaving radiances at 490 and 555 nm. *SeaWiFS Postlaunch Calibration and Validation Analyses, part 3*, edited by S. B. Hooker, pp. 24–27, NASA Goddard Space Flight Center.
- Page, B., Kumar, A., Mishra, D. 2018. A novel cross-satellite based assessment of the spatio-temporal development of a cyanobacterial harmful algal bloom. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, 66, 68-81. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.11.003>
- Page, B., Olmanson, L., Mishra, D. 2019. A harmonized image processing workflow using Sentinel-2/MSI and Landsat-8/OLI for mapping water clarity in optically variable lake systems. *Remote Sens. Environ.*, 231, 111284. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111284>
- Pahlevan, N., Chittimalli, S., Balasubramanian, S., Vellucci, V. 2019. Sentinel2/Landsat8 product consistency and implications for monitoring aquatic systems. *Remote Sens. Environ.*, 220, 19-29. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.027>
- Pereira-Sandoval, M., Ruescas, A.B., Urrego, P., Delegido, J., Ruiz-Verdú, A., Tenjo, C., Soria-Perpinyà, X., Vicente, E., Soria, J., Peña, R., Moreno, J. 2018. Evaluación de métodos de corrección atmosférica sobre imágenes Sentinel2-MSI en aguas continentales. *XVIII Simposio Internacional SELPER y Sistemas de Información Espacial*, Noviembre de 2018, La Habana, Cuba.
- Pereira-Sandoval, M., Urrego, P., Ruiz-Verdú, A., Tenjo, C., Delegido, J., Soria-Perpinyà, X., Vicente, E., Soria, J., Moreno, J. 2019a. Calibration and validation of algorithms for the estimation of chlorophyll-a concentration and Secchi depth in inland waters with Sentinel-2. *Limnetica*, 38(1), 471-487. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2018.8517371>
- Pereira-Sandoval, M., Ruescas, A., Urrego, P., Ruiz-Verdú, A., Delegido, J., Tenjo, C., Soria-Perpinyà, X., Vicente, E., Soria, J., Moreno, J. 2019b. Evaluation of Atmospheric Correction Algorithms over Spanish Inland Waters for Sentinel-2 Multi Spectral Imagery Data. *Remote Sensing*, 11, 1469. <https://doi.org/10.3390/rs11121469>

- Shoaf, W.T., Lium, B.W. 1976. Improved extraction of chlorophyll a and b from algae using dimethyl sulphoxide. *Limnol. Oceanogr.*, 21, 926-928. <https://doi.org/10.4319/lo.1976.21.6.0926>
- Soria, X., Vicente, E., Durán, C., Soria, J.M., Peña, R. 2017. Uso de imágenes Landsat-8 para la estimación de la profundidad del disco de Secchi en aguas continentales. *XVII Congreso de la Asociación Española de Teledetección*. pp. 293-296. Murcia 3-7 octubre 2017.
- Sòria-Perpinyà, X., Urrego, P., Pereira-Sandoval, M., Ruiz-Verdú, A., Peña, R., Soria, J.M., Delegido, J., Vicente, E., Moreno, J. 2019. Monitoring the ecological state of a hypertrophic lake (Albufera of València, Spain) using multitemporal Sentinel-2 images. *Limnetica*, 38(1), 457-469. <https://doi.org/10.23818/limn.38.26>
- Steinmetz, F., Deschamps, P.Y., Ramon, D. 2011. Atmospheric correction in presence of sun glint: Application to MERIS. *Optics Express*, 19(10), 9783-800. <https://doi.org/10.1364/OE.19.009783>
- Toming, K., Kutser, T., Laas, A., Sepp, M., Paavel, B., Nõges, T. 2016. First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. *Remote Sens.*, 8, 640. <https://doi.org/10.3390/rs8080640>
- Tyler, A.N., Hunter, P.D., Spyarakos, E., Groom, S., Constantinescu, A.M., Kitchen, J. 2016. Developments in Earth observation for the assessment and monitoring of inland, transitional, coastal and shelf-sea waters. *Sci. Total Environ.*, 572, 1307-1321. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.020>
- Zhao, D., Cai, Y., Jiang, H., Xu, D., Zhang, W., An, S. 2011. Estimation of water clarity in Taihu Lake and surrounding rivers using Landsat imagery. *Advances in Water Resources*, 34(2), 165-173. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2010.08.010>