

Estudio multitemporal de calidad del agua del embalse de Sitjar (Castelló, España) utilizando imágenes Sentinel-2

Radin, C.*, Sòria-Perpinyà, X., Delegido, J.

Laboratorio de Procesado de Imágenes, Universidad de Valencia. C/ Catedrático José Beltrán, 2. 46980 Paterna, Valencia.

Resumen: El estudio de calidad de agua es un campo de investigación científica de gran interés dada su repercusión en la vida humana, la agricultura o incluso la producción de energía. Las técnicas de teledetección pueden ser de utilidad a la hora de analizar diversas variables biofísicas como la clorofila-a (Chl-a) y los sólidos totales en suspensión (SS), los cuales son de importancia para la calidad del agua. Estos se han medido en el embalse de Sitjar (Castelló) como parte del proyecto ESAQS (*Ecological Status of Aquatic Systems with Sentinel Satellites*) para poder comparar los resultados con datos de reflectancias de satélite. Se compararon dos procesos para corregir atmosféricamente las imágenes nivel 1C de Sentinel 2 (S2). Los resultados muestran que el método *Case 2 Regional Coast Colour* (C2RCC) es la mejor herramienta para realizar estas correcciones dado el nivel de baja turbidez del embalse, con un RMSE (*Root Mean Square Error*) de 2,4 mg/m³ (Chl-a) y 3,9 g/m³ (SS). Además, en este trabajo se ha estudiado la variabilidad de la Chl-a y los SS entre abril de 2017 y marzo de 2019 con un total de 14 imágenes de S2 utilizando los productos automáticos de la corrección atmosférica C2RCC, para analizar posibles correlaciones entre estos, la climatología y las condiciones del embalse. La Chl-a aumenta desde 0,4 mg/m³ hasta alcanzar un máximo de 9,5 mg/m³, mientras que los SS incrementan hasta 18 g/m³ en este periodo, lo que hace de Sitjar un sistema oligotrófico-mesotrófico. Los resultados muestran una elevada correlación entre estas dos variables ($R^2=0,9$). El embalse de Sitjar perdió casi 40 hm³ durante la primera parte de este estudio, lo cual tiene una posible relación con el aumento de las concentraciones. También se ha discutido el papel que juega la climatología debido a cambios estacionales en la estructura del embalse.

Palabras clave: Sitjar, teledetección, embalse, turbidez, clorofila-a, sólidos en suspensión, Sentinel 2.

Multitemporal water quality study in Sitjar (Castelló, Spain) reservoir using Sentinel-2 images

Abstract: Water quality is a subject of intense scientific inquiry because of its repercussion in human's life, agriculture or even energy generation. Remote sensing can be used to control water masses by analyzing biophysical variables. Chlorophyll-a (Chl-a) and Total Suspended Solids (SS) are a well-known feature of water quality. These variables have been measured in Sitjar reservoir (Castelló, Spain) as a part of the project Ecological Status of Aquatic Systems with Sentinel Satellites (ESAQS), in order to compare the results with satellite reflectance data. Two processes were compared to correct atmospherically the level 1C Sentinel 2 (S2) images. The results show that Case 2 Regional Coast Colour (C2RCC) method, with a Root Mean Square Error of 2.4 mg/m³ (Chl-a) and 3.9 g/m³ (SS) is a better tool for atmospheric correction in this scenario due to the low turbidity levels of water. Besides, in this paper we study the Chl-a and SS variability through April 2017 to March 2019 with fourteen S2 images with the automatic products from C2RCC correction, finding correlations between them and the climate and reservoir conditions. Chl-a increase from 0.4 mg/m³ to 9.5 mg/m³ while SS rise 18 g/m³ in this period, which makes Sitjar as

To cite this article: Radin, C., Sòria-Perpinyà, X., Delegido, J. 2020. Multitemporal water quality study in Sitjar (Castelló, Spain) reservoir using Sentinel-2 images. *Revista de Teledetección*, 56, 117-130. <https://doi.org/10.4995/raet.2020.13864>

* Corresponding author: cristina.radin@uv.es

an oligotrophic-mesotrophic system. The correlation results demonstrate an excellent correspondence between them ($R^2=0.9$). Sitjar reservoir lost almost 40 hm³ at the beginning of the study, which it had a possible relationship with the increasing parameter values. Also discussed was the role played by the climatology in the reservoir conditions due to the changes in the water structure with seasons, which explains the variability through the year.

Key words: Sitjar, remote sensing, reservoir, turbidity, chlorophyll-a, suspended matter, Sentinel 2.

1. Introducción

En la actualidad el conocimiento de la calidad de aguas es una prioridad dada la necesidad del abastecimiento humano y el control de los medios naturales. A lo largo de la historia el análisis hídrico se ha tratado en un importante número de publicaciones (William, 2011) con diversas finalidades como el estudio de sequías, inundaciones, contaminación o análisis de parámetros como el pH. El avance en las técnicas de teledetección está facilitando este tipo de estudios debido a la mayor disponibilidad de imágenes y al gran desarrollo de nuevas tecnologías. Con estos métodos es posible obtener grandes cantidades de información con una resolución temporal, radiométrica y espacial elevadas, a un coste menor que con los métodos convencionales *in situ*.

El 23 de junio de 2015 fue lanzado el satélite Sentinel-2A, perteneciente a la misión Sentinel-2, del Programa de Observación de la Tierra de la Unión Europea Copernicus (ESA, 2020). Este satélite girando en órbita polar proporciona imágenes multiespectrales para monitorizar la superficie terrestre y se complementa con Sentinel-2B, lanzado en 2017 y que está desfasado en 180° con respecto al anterior. Entre los dos se obtiene una imagen cada 5 días con un total de 13 bandas espectrales a 10 m, 20 m o 60 m de resolución espacial.

Ya sea por causas de origen antropogénico o naturales, la contaminación del agua en ecosistemas acuáticos como lagos o embalses es algo notorio. El agua se mezcla con componentes que pueden permanecer en solución o suspensión un largo periodo de tiempo. Mediante técnicas de teledetección es posible la observación de los llamados Constituyentes Ópticamente Activos (OAC), ya que interactúan con la radiación electromagnética incidente. Los organismos presentes en lagos y embalses encargados de realizar la fotosíntesis transformando la radiación en energía química,

son los llamados fotoautótrofos, de los cuales destaca el fitoplancton, responsable en gran medida del color aparente del agua. Una de las principales variables de calidad del agua estudiadas mediante teledetección es la clorofila-a (Chl-a), un pigmento de color verde del fitoplancton donde reside principalmente el proceso de fotosíntesis (Ruiz-Verdú et al., 2003). Otro OAC muy estudiado son los sólidos totales en suspensión (SS), formado por todas las partículas en suspensión por unidad de volumen de agua, formadas a partir de la descomposición de la materia orgánica disuelta, de los minerales que han sido arrastrados a causa de la escorrentía superficial del agua, de la resuspensión de los minerales del fondo y por el plancton. Esta variable es un buen indicador en el control de calidad de aguas debido a su relación directa con la transparencia o turbidez de los ecosistemas acuáticos (William, 2011).

Debido a la baja reflectividad del agua, el proceso de corrección atmosférica es fundamental en los estudios de calidad de agua por teledetección (Brockmann et al., 2016). Entre los diferentes métodos desarrollados se encuentra el proceso *Case 2 Regional Coast Colour* (C2RCC), que ha sido adaptado a Sentinel-2 y es utilizado para aguas con menos turbidez como las marinas, mientras que el proceso C2X (*Case-2 Extreme Cases*) se emplea en aguas algo más turbias como las continentales, cuya presencia de sólidos y fitoplancton es más alta. Basados en una base de datos de reflectancias y radiancias obtenidas mediante simulaciones en modelos de transferencia radiativa, se encargan de realizar la inversión entrenando redes neuronales. Estos métodos de corrección atmosférica de aguas forman parte del software libre SNAP (*Sentinel Application Platform*), que con una serie de herramientas permite la realización de diversos análisis para el tratamiento de productos de Copernicus (Kyryliuk y Kratzer, 2019). Al aplicar estos procesos se obtienen unos productos en SNAP entre los cuales se encuentran los coeficientes de absorción

para diferentes constituyentes, las reflectividades para cada banda e incluso las incertidumbres, aunque los *outputs* de especial interés para este estudio son las concentraciones absolutas de Chl-a ($\text{conc_chl} [\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}]$), y SS ($\text{conc_tsm} [\text{g} \cdot \text{m}^{-3}]$). Otro producto de interés proporcionado por C2RCC-SNAP es el “ kd_z90max ” que es la profundidad a la que se absorbe el 90% de la radiación que llega al agua (Kyriliuk y Kratzer, 2019), y que se correlaciona con la profundidad del disco de Secchi (Sòria-Perpinyà, 2017) que sirve para dar información sobre la transparencia del agua.

El embalse de Sitjar (Castellón) es de gran importancia para controlar las sequías e inundaciones provocadas por las tormentas y lluvias torrenciales y el consiguiente aumento del caudal del río Mijares, con el fin de regular el riego y producir energía. Además, ofrece una amplia oferta para el sector turístico al proporcionar un entorno de recreo.

Los objetivos de este trabajo son dos. Por un lado, se pretenden validar los productos automáticos de Chl-a, SS y kd_z90max que proporciona SNAP mediante las herramientas de corrección atmosférica C2RCC y C2X comparándolos con datos de campo, para así encontrar el mejor método de corrección atmosférica para el embalse de Sitjar. Finalmente se pretende realizar un estudio multitemporal mediante una serie de imágenes del satélite S2.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio

El embalse de Sichar (o Sitjar en valenciano) está localizado en el cauce del río Mijares dentro de la cuenca hidrográfica del Júcar, en Onda, provincia de Castellón (Figura 1). En 1947 se iniciaron las obras que acabaron en 1965, construyéndose en tierras de secano mayoritariamente donde se cultivaban cereales, olivos y algarrobos, entre otros. Inundando también parte del municipio de Ribesalbes, cuenta con una capacidad de 49 hm^3 repartidos en una superficie de 317 ha, con una presa de gravedad de hormigón de 54 m sobre el cauce (Muñoz, 2013). Siendo su tiempo de residencia de 4,41 meses calculados a partir de datos de volumen y salida mensuales de la Confederación Hidrográfica del Júcar.

Una de las finalidades de esta construcción era poder controlar las sequías y crecidas ya que al estar alimentado por el río Mijares, a veces caudaloso por fuertes tormentas características del clima mediterráneo, ha dado lugar a situaciones extremas como la riada del año 1957 en la cual se tuvo que hacer uso del embalse vertiendo el agua por el aliviadero, a pesar de no haber acabado las obras de la presa. También es de gran utilidad a la hora de regular el riego y de producir energía eléctrica. Otra de las finalidades de Sitjar es el turismo, con la oferta de áreas recreativas y con la reciente aprobación de la navegación y práctica de deportes acuáticos, que ha estado en el punto

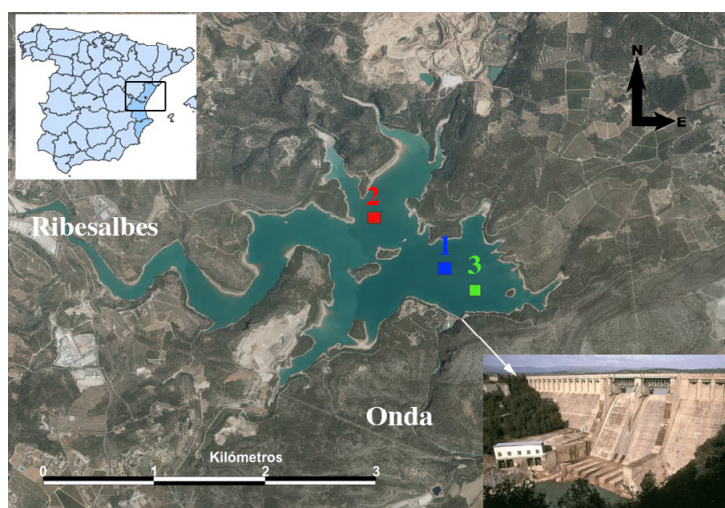


Figura 1. Embalse de Sitjar en Castellón (CNIG CdD, 2020) con los ROIs usados en el estudio.

de mira en las últimas décadas debido a la plaga del mejillón cebra (CHJ, 2010). Por todo ello, son necesarios estudios para mantener en buen estado la calidad de sus aguas.

2.2. Toma de datos y análisis en laboratorio

Los datos fueron obtenidos dentro del proyecto ESAQS (Pereira-Sandoval et al., 2018). A lo largo del proyecto se realizaron tres campañas de campo en el embalse de Sitjar, tomando dos puntos de muestreo en cada una de ellas. Cada punto se georreferenció y se obtuvo *in situ* la profundidad de disco de Secchi (SD, m) y una muestra de agua integrada hasta la profundidad del SD para determinar posteriormente en laboratorio la concentración de Chl-a (mg/m³) y los SS (g/m³). Para evitar píxeles mixtos de tierra y agua, estos datos fueron tomados a una distancia considerable de la costa.

Las muestras fueron guardadas en nevera y oscuridad hasta su análisis en laboratorio por parte del Departamento de Ecología de la Universidad de Valencia el mismo día o un día después. Para la determinación de la concentración de Chl-a se utilizó el método de Shoaf y Lium (1976) para la extracción y el sistema de ecuaciones propuesto por Jeffrey y Humphrey (1975) para el cálculo, donde se relaciona la absorción de la luz en ciertas longitudes de onda en función de las cantidades de pigmento extraídos de la muestra. Por su parte, los SS fueron analizados utilizando el método gravimétrico (APHA, 1992) en el que se determina la cantidad de materia a partir de su peso, mediante un procedimiento que consiste en el filtrado del agua mediante un filtro Whatman 934-AH de 1,5 µm de poro, pesado antes y después previo secado del mismo.

2.3. Procesado de imágenes

Para llevar a cabo la validación de los productos automáticos se han descargado tres imágenes de satélite con el cielo despejado en las fechas correspondientes a las campañas de campo (Tabla 1). Los productos proceden de imágenes del satélite S2 a nivel 1C de procesado, es decir, datos de reflectancias en el techo de la atmósfera (TOA, *Top Of Atmosphere*), únicamente con correcciones radiométricas, geométricas y con máscaras de nubes. Las escenas tienen un total de 100×100 km² en proyección UTM/WGS84 y, en este caso, corresponden a la zona UTM 30N (EPSG 32630). El tratamiento de estas imágenes ha consistido en el remuestreo a 20 m, el recorte de la zona de interés y la posterior corrección atmosférica mediante los procesos C2RCC y C2X, ya que son los incluidos en el software SNAP. Para cada punto, de los valores que proporcionan los productos automáticos se ha extraído la media entre el punto de muestreo y sus 8 píxeles de alrededor y se han validado con los datos de campo. Con el objetivo de seleccionar la corrección atmosférica que proporcione las variables más cercanas a los datos de campo se relacionaron los datos observados y estimados para obtener el coeficiente de determinación y se determinó el error cuadrático medio (RMSE), con la fórmula:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i^{estimated} - x_i^{measured})^2}{N}} \quad (1)$$

2.4. Estudio multitemporal

Para el estudio temporal ha sido necesario complementar estas imágenes tomando un total de 14, distribuidas temporalmente cada 2 meses aproximadamente (desde abril de 2017 a mayo

Tabla 1. Valores *in situ* y estimados a partir de imágenes de Sentinel-2A.

Fecha	Datos <i>in situ</i>			Productos de SNAP (µ±σ)														
				C2X		C2RCC		C2X		C2RCC								
	Chl-a (mg/m ³)	SS (g/m ³)	SD (m)	Chl-a (mg/m ³)	SS (g/m ³)	kd_z90max (m)	Chl-a (mg/m ³)	SS (g/m ³)	kd_z90max (m)	Chl-a (mg/m ³)	SS (g/m ³)	kd_z90max (m)						
06/04/2017	0,54	0,92	10,5	0,55±0,66	0,31±0,04	3,0±1,9	1,3±0,2	6±3	8,8±0,6	0,66	0,92	9,4	0,84±0,66	0,47±0,05	2,1±1,6	1,3±0,2	9±3	8,5±0,7
	0,68	2,27	3,15	6,72±0,23	3,30±0,09	11,5±1,0	7,1±0,2	2,6±0,3	3,71±0,12	0,61	2,48	2,7	6,96±0,42	3,60±0,11	16,7±5,5	8,1±0,5	2,1±0,6	3,48±0,08
23/10/2017	0,59	2,55	2,4	4,17±1,05	3,15±0,17	8,4±1,5	6,0±0,2	3,5±0,5	3,54±0,08	0,63	2,71	2,2	5,64±0,34	4,28±0,15	12,9±2,7	7,8±0,3	2,5±0,5	3,04±0,06

de 2019). Utilizando la corrección atmosférica cuyos productos automáticos ha demostrado ser los más adecuados.

El estudio se ha realizado en 3 regiones de interés (ROIs, *Regions of Interest*), que se muestran en la Figura 1, con un tamaño aproximado de 35 píxeles con la finalidad de analizar los cambios temporales en ellas y su relación con el volumen de agua embalsado. La ROI 1, coloreada en azul en el mapa, es la más centrada latitudinalmente, la ROI 2 de color rojo, se encuentra en el norte del embalse y se caracteriza por estar próxima a varios barrancos y ramblas que aportan agua en periodos de lluvias y deshielo. Finalmente, la tercera ROI (color verde) es la situada más al sur, la más cercana a la presa.

Los datos estimados para el estudio multitemporal serán utilizados para determinar las relaciones entre las tres variables estudiadas. Además, para comprobar si las diferencias entre los datos estacionales de clorofila, sólidos y volumen embalsado eran estadísticamente significativas, se aplicará el test T de Student cuando los datos pasen el test de normalidad, cuando esto no ocurra se aplicará el test U de Mann-Whitney.

3. Resultados y discusión

3.1. Selección del método de corrección atmosférica

Las fechas de las campañas realizadas se indican en la Tabla 1, junto con los valores de las variables estudiadas para los dos puntos muestreados en cada día. También se muestran los valores promedios y desviaciones de los 9 píxeles tomados para el dato estimado por cada una de las correcciones atmosféricas efectuadas. Atendiendo a los datos observados en los niveles de Chl-a, este embalse se puede tratar como un sistema oligotrófico de aguas claras con valores entre 0 mg/m³ y 2,6 mg/m³ (Carlson, 1977).

3.1.1. Chl-a

Los valores de Chl-a estimados por los productos automáticos se relacionan con los valores observados *in situ* en la Figura 2. En general los valores *in situ* son considerablemente más bajos que los obtenidos mediante las imágenes de satélite. Pero hay una diferencia significativa entre

los procesos de corrección, siendo más próximos a los datos de campo los obtenidos mediante la herramienta C2RCC, correspondiente a aguas menos turbias. Diferencia que se corrobora con el RMSE obtenido para ambos, de 2,4 mg/m³ para el método C2RCC mientras que para el C2X es de 4,4 mg/m³. Analizando la correlación entre ambas correcciones con los datos de campo representada en la Figura 2 se observa cómo, a pesar de que ningún método es tan preciso como para asemejarse a la recta 1:1, el procedimiento para aguas turbias (en azul) toma valores demasiado alejados.

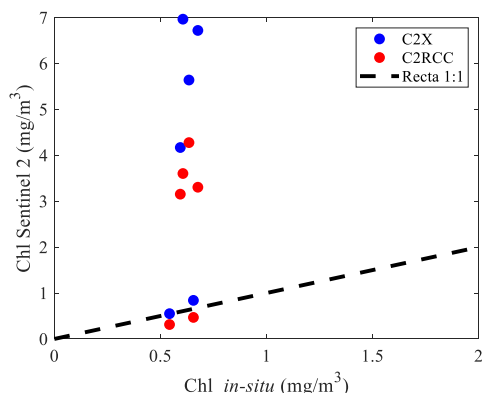


Figura 2. Correlación entre los productos automáticos con los dos métodos de corrección atmosférica (S2) y datos *in-situ* de Chl-a (mg/m³).

3.1.2. SS

De la misma forma se han comparado los SS *in situ* con el producto de SNAP, cuyos resultados se muestran en la Tabla 1 y Figura 3. Como se observa en esta figura, de nuevo el

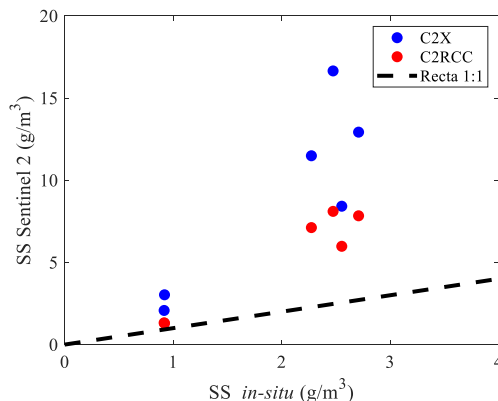


Figura 3. Correlación entre los productos automáticos con los dos métodos de corrección atmosférica (S2) y datos *in situ* de SS (g/m³).

comportamiento es similar al de la Chl-a, siendo en este caso el error cuadrático medio 8,5 g/m³ para C2X y 3,9 g/m³ para C2RCC.

3.1.3. kd_z90max

Hemos comparado los datos del producto kd_z90max proporcionado por SNAP con C2RCC y C2X con los datos de campo de SD. El resultado se muestra en la Figura 4A, donde se observa el diagrama de dispersión en el cual los puntos más cercanos a la recta, nuevamente, corresponden a aquellos tratados con el método de corrección C2RCC. Este método cuenta con un RMSE de 1 m frente a RMSE de 1,8 m para la corrección C2X. Además, se ha comprobado como los puntos se encuentran muy próximos a la recta 1:1 (Figura 4B), siendo la función de ajuste una proporcionalidad directa con alta correlación y pendiente cercana a 1, lo que nos indica que, para el embalse de Sitjar el valor del kd_z90max

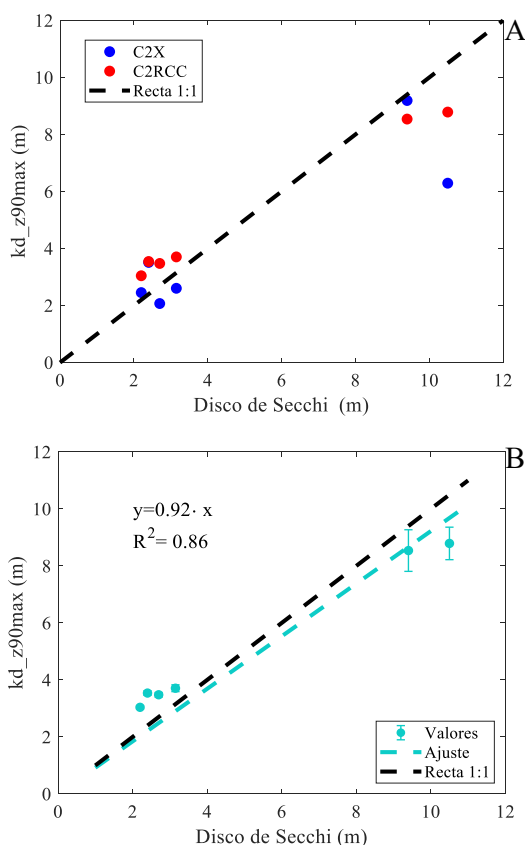


Figura 4. A. Correlación entre la profundidad kd_z90max (m) del embalse de Sitjar y el Disco de Secchi (m). B. Relación lineal con el método C2RCC.

es muy similar al de SD, por lo que podremos utilizar este producto para elaboración de mapas de transparencia del embalse y series temporales. Este resultado coincide también con otros autores como Kyriliuk y Kratzer (2019) que obtienen una relación similar en el mar Báltico.

Atendiendo a los resultados obtenidos, el método de corrección más adecuado para el embalse de Sitjar es el C2RCC. Las diferencias con los datos *in situ* pueden deberse al propio algoritmo de simulación y a su entrenamiento, ya que estos procesos han sido entrenados con una base de datos general, por lo que es posible que ciertos embalses no se ajusten a las características de los conjuntos de datos de entrenamiento. También pueden haber influido el cambio del estado fisiológico del fitoplancton del embalse o las condiciones meteorológicas debido al pequeño desfase temporal entre la medida con respecto a las imágenes de satélite. Por último, la discrepancia entre los datos de campo y los obtenidos con los productos automáticos de SNAP, pueden ser debidos a que los datos de campo son obtenidos cerca de la superficie, mientras que, en el caso de aguas más claras, los productos proporcionados por la teledetección pueden venir influenciados por valores de Chl-a y SS a otras profundidades.

Para analizar la posible influencia de la distribución vertical de Chl-a y SS en los datos proporcionados

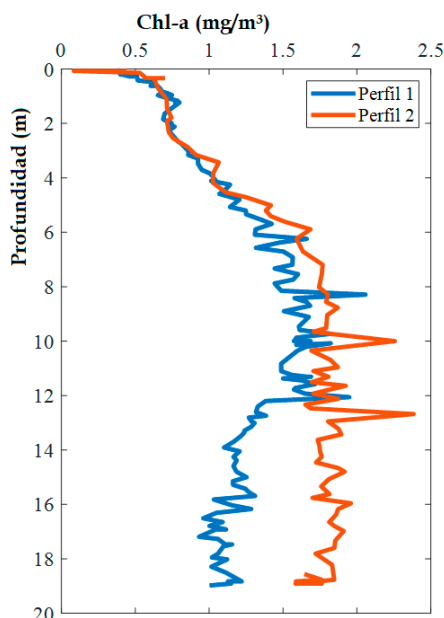


Figura 5. Perfiles verticales de Chl-a del día 23/10/2017.

por las imágenes Sentinel-2, necesitaríamos tener información de la distribución vertical de ambas variables. De los 6 puntos medidos, solo disponemos de perfiles verticales en los dos puntos del día 23/10/2017, que se muestran en la Figura 5. Estos perfiles fueron obtenidos mediante el fluorímetro sumergible C3 (Turner Design Instruments; San Jose, CA, USA).

Como se observa en la Figura 5, los valores de Chl-a aumentan con la profundidad y es posible que el producto proporcionado con la imagen de S2 sea un resultado de la Chl-a que está por debajo de los 3 primeros metros, aproximadamente la

profundidad del disco de Secchi, razón por la que los valores del producto automático son mucho mayores a los obtenidos *in situ*. Esto coincide con resultados de otros trabajos, como el estudio de Kwon et al. (2020) en el que demuestran que la concentración acumulativa vertical de un pigmento, en este caso ficocianina, contribuyó a mejorar el rendimiento general de un algoritmo bio-óptico en comparación con la aplicación de las concentraciones de ficocianina en superficie.

En la Figura 6 se muestran una serie de mapas de Chl-a, SS y kd_{z90max} para los días 06-04-2017 y 11-05-2018, fechas que corresponden al embalse

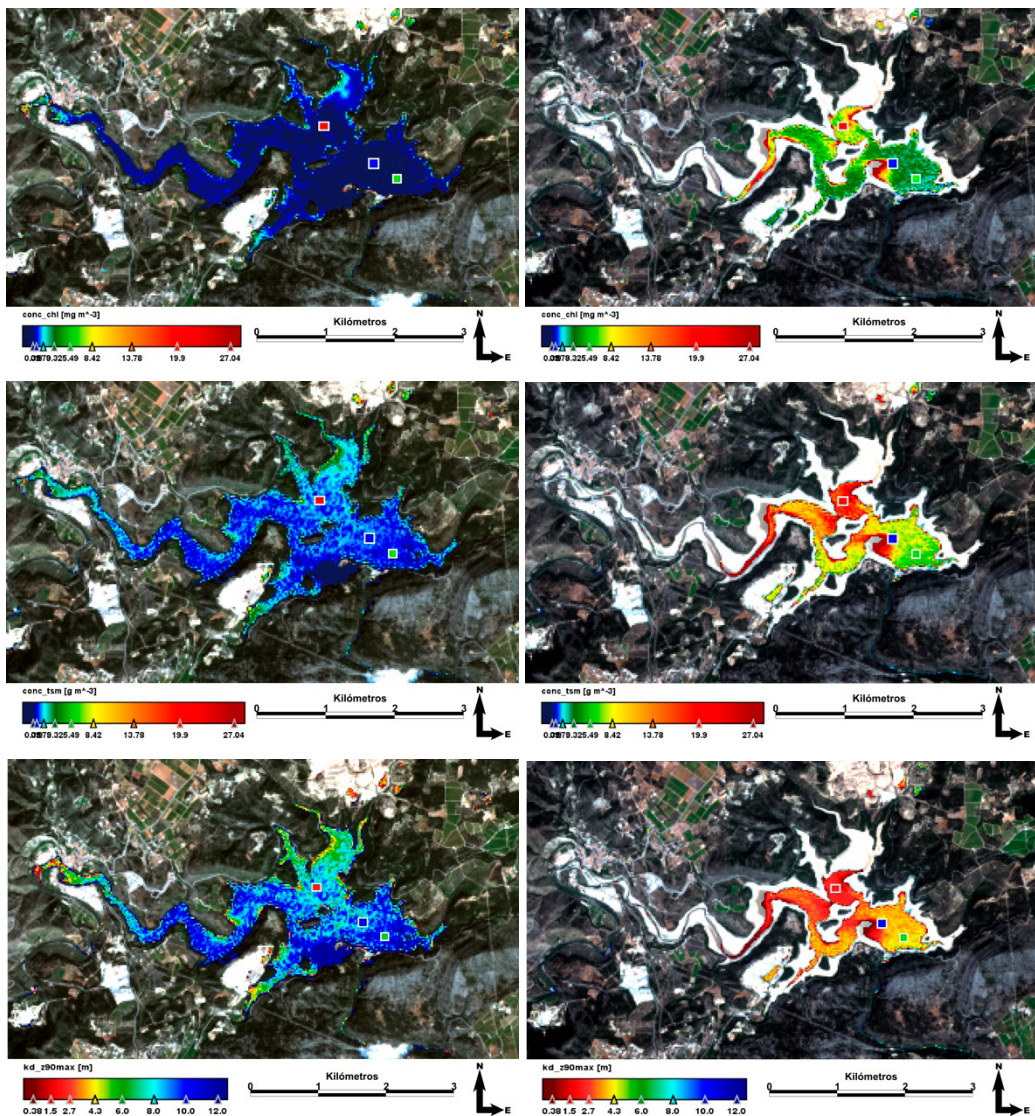


Figura 6. De arriba a abajo: Mapa temático de Chl-a (mg/m^3), SS (g/m^3) y kd_{z90max} (m) del 06-04-2017 (izquierda) del 11-05-2018 (derecha) del embalse de Sitjar.

casi lleno y al embalse medio vacío respectivamente. En estos mapas se puede observar cómo, en este embalse, parece haber una correlación espacial directa entre las variables Chl-a y SS, ya que coincide que zonas con concentraciones más altas como el norte y noroeste son comunes, donde además también la transparencia es menor, mientras que en las zonas más cercana a la presa se obtienen valores más bajos de Chl-a y SS y mayor transparencia. En la misma Figura 6 se señalan las tres regiones de interés consideradas y con las que se ha realizado el promedio para la serie temporal que se muestra en el siguiente apartado.

3.2. Estudio multitemporal

Analizando las tres imágenes citadas anteriormente y 11 más, se ha podido construir una evolución temporal de la Chl-a, de los SS y de la transparencia con el producto kd_z90max , todo ello entre abril de 2017 y marzo de 2019, con una frecuencia temporal de dos meses, sujeta a variaciones debido a la disponibilidad de las imágenes y a la climatología. Las regiones de interés que se han tenido en cuenta para sacar el promediado del embalse son las mostradas en la Figura 1.

Los valores promedios de cada uno de los ROIs de las tres variables estudiadas en función del tiempo

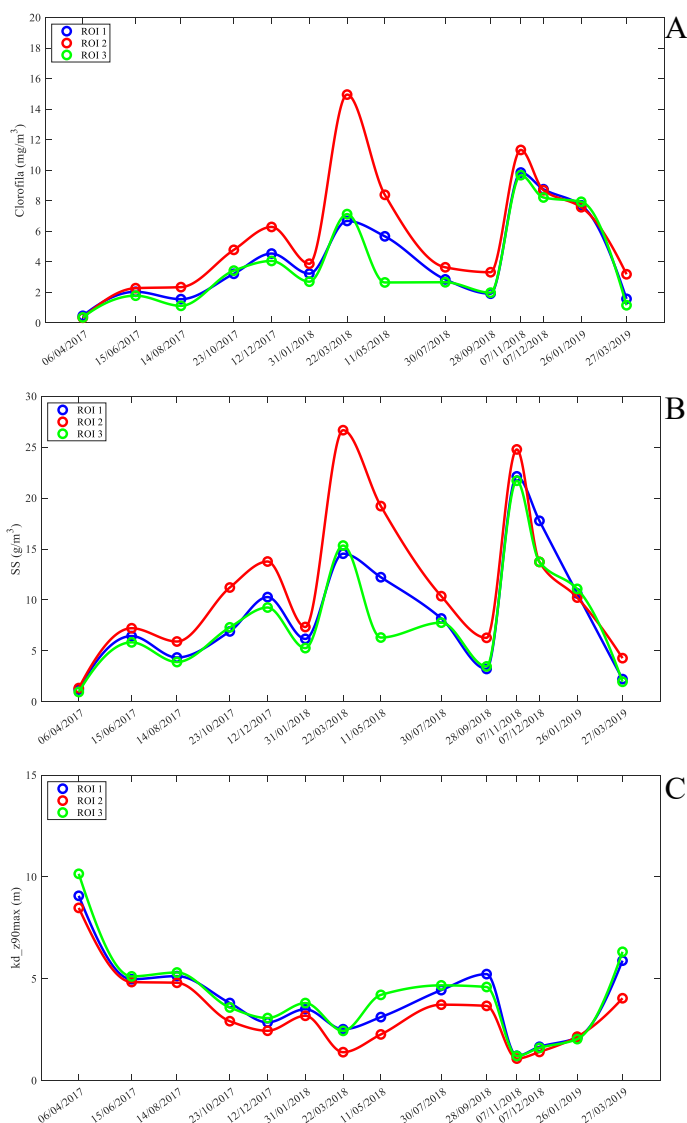


Figura 7. Estudios temporales de Chl-a (A), SS (B) y kd_z90max (C).

se muestran en la Figura 7. Se observa cómo los datos obtenidos a partir del análisis de la zona central y aquella más cercana a la presa (ROI 1 y ROI 3) son más similares entre ellos, mientras que destacan los valores elevados que alcanzan tanto la Chl-a como los SS de la zona norte del embalse. En esta región hay presencia de entradas de agua proveniente de ramblas, barrancos e incluso del propio río Mijares. Todo ello provoca la entrada de materiales orgánicos e inorgánicos procedentes de la cuenca vertiente, lo cual hace que aumenten las concentraciones de sólidos en suspensión, nutrientes y por ende de Chl-a y baje la transparencia. Esto representa la característica asimetría entre cola y presa de los embalses, relacionada con su finalidad de regular las aguas, ya que han de absorber grandes cambios de nivel (Margalef, 1983). Armengol (2000) en su estudio de análisis y valoración de los embalses como ecosistemas, dice que los embalses actúan como depuradores del agua, por tanto, la capacidad depuradora del embalse estudiado provoca la precipitación de la materia en suspensión y que el agua sea más clara hacia la presa, la zona más profunda.

Aunque el valor de las variables es diferente en las diversas zonas, su variación anual es similar en los tres ROIs, observándose dos máximos en primavera para la Chl-a y los SS, coincidiendo con los periodos de lluvia del clima mediterráneo y por tanto con entradas de agua y otros materiales, y que coinciden con dos mínimos de transparencia. Siendo por tanto la variación de Chl-a y SS contrarias al kd_{z90max} , ya que al aumentar la

concentración de Chl-a y SS disminuye la transparencia del agua.

Las series promedio de los tres ROIs para las tres variables se muestran en la Figura 8, donde las barras de errores representan la desviación estándar. Observando los niveles de Chl-a, estos determinan que el embalse de Sitjar es oligotrófico al inicio de la serie temporal con valores entre 0 mg/m^3 y $2,6 \text{ mg/m}^3$, y mesotrófico en el resto ($2,6\text{-}30 \text{ mg/m}^3$), según los rangos establecidos por Carlson (1977).

Con esta representación se observa con mayor claridad que los niveles de Chl-a y SS tienen una fuerte correlación entre ellos para este estudio, ya que este último representa todas las partículas en suspensión incluyendo el fitoplancton. Con la finalidad de evaluar la relación entre las variables estudiadas, en la Figura 9 se han representado las relaciones entre las tres variables por parejas, usando el valor promedio de los tres ROIs de cada una de las fechas tratadas en el estudio temporal. En la Figura 9A se muestran las concentraciones promedio de SS frente a la Chl-a, y su ajuste mediante una ecuación lineal, siendo el R^2 de 0,9, por lo que existe una fuerte correlación lineal entre ambas variables en este embalse. En la Figura 9B se muestra la relación entre Chl-a y kd_{z90max} , observándose también una fuerte correlación con un ajuste de tipo potencial negativo, con $R^2=0,89$. Y finalmente, en la Figura 9C se muestra de forma similar la fuerte correlación entre SS y kd_{z90max} , con ajuste potencial y $R^2 = 0,83$.

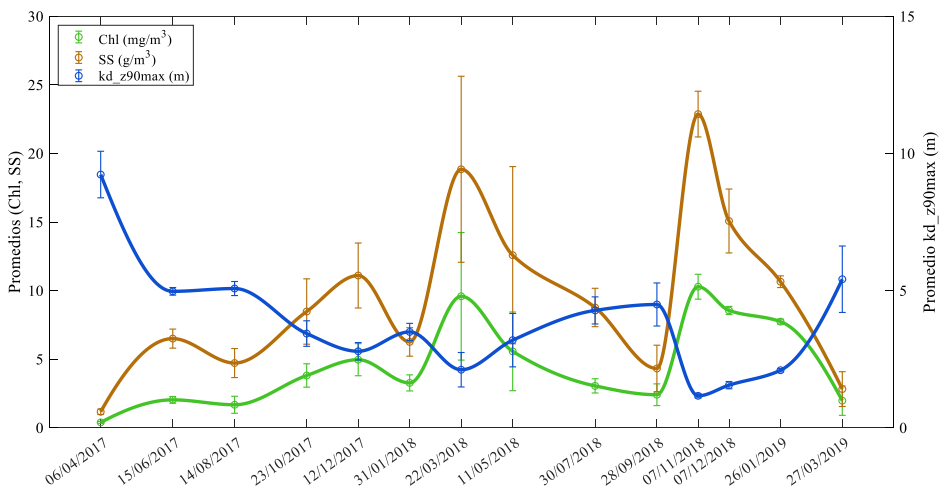


Figura 8. Promedios de la serie temporal de Chl-a (mg/m^3) y SS (mg/m^3) en el eje de la izquierda, y kd_{z90max} (m) en el eje de la derecha.

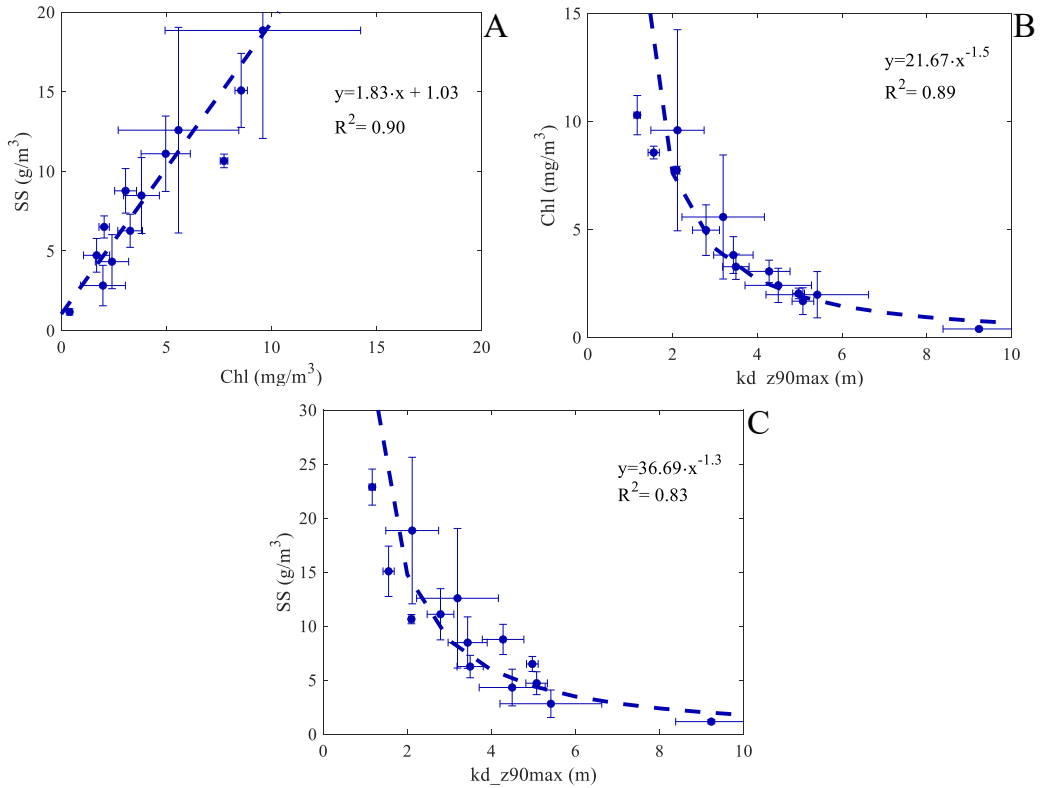


Figura 9. Correlación entre Chl-a y sólidos en suspensión (A), kd_z90max y Chl-a (B) y kd_z90max y sólidos en suspensión (C).

Con el fin de analizar si las concentraciones de SS y Chl-a tienen relación con el volumen de agua embalsado, en la Figura 10 se muestra el volumen embalsado a lo largo del tiempo en estudio, cuyos

datos han sido obtenidos de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ, 2020), observándose que en el inicio de nuestro estudio el embalse de Sitjar contaba con 45 hm³ de los 49 hm³ de

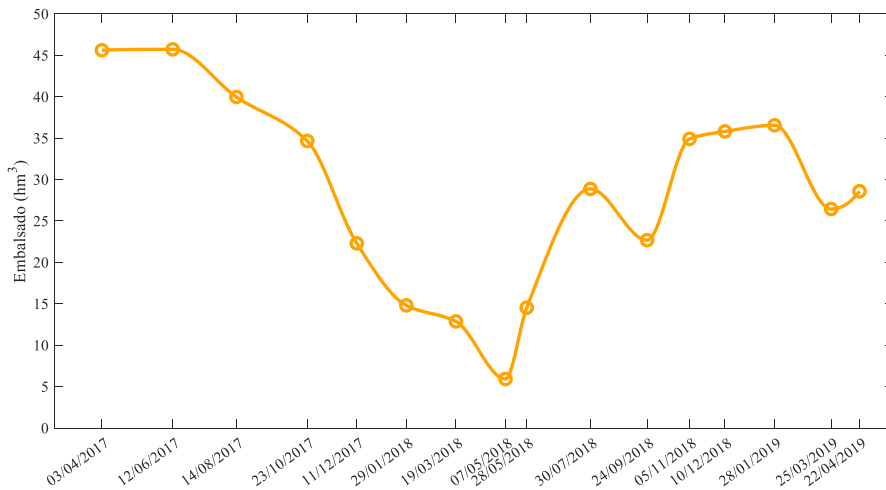


Figura 10. Volumen de agua embalsada de Sitjar. Obtenido a partir del boletín parte semanal del estado de embalses (CHJ, 2020).

capacidad que tiene, y que a lo largo del tiempo ha ido disminuyendo hasta alcanzar el mínimo de 5 hm³ en mayo de 2018 y posterior recuperación. Comparando la Figura 10 con la Figura 8, parece que hay una cierta relación entre Chl-a y SS y la cantidad de agua, de manera que al disminuir el volumen de agua durante el transcurso del año 2017 y mitad de 2018, la concentración de Chl-a y materia en suspensión aumenta ya que la profundidad y la capacidad depuradora del embalse son menores. Para analizar esta relación con más detalle, en la Figura 11 se ha representado el promedio diario de las tres variables, Chl-a, SS y kd_{z90max} en función de volumen del agua embalsada en cada una de las fechas en estudio. En esta figura se observa que la relación entre los productos Chl-a y SS con el volumen embalsado es inversa (Figura 11A y B), aunque con muy baja correlación (Armengol, 1998). De la misma manera, en la Figura 11C se observa que al aumentar el volumen de agua embalsada, la transparencia (kd_{z90max}) aumenta, aunque también la correlación es muy baja. Este aumento en las concentraciones de Chl-a y SS y la disminución de cantidad de agua se puede comprobar visualmente observando los mapas temáticos de la Figura 6, donde se muestra el embalse en dos fechas con el máximo y el mínimo de agua embalsada del periodo estudiado.

Por último, para analizar si las variaciones en los indicadores de calidad del agua tienen causas climáticas, en la Figura 12 se han representado los datos descargados de AEMET de precipitación y temperatura en la estación más cercana (Almazora).

La concentración de Chl-a y sólidos en suspensión muestra un comportamiento variable a lo largo del año. En la Figura 8 se puede observar que los máximos se dan en primavera y otoño, periodos de lluvia en clima mediterráneo, mientras que los mínimos en la concentración se corresponden a los meses de verano e invierno. Atendiendo a las Figuras 10 y 12, periodos como noviembre-diciembre de 2017 donde la pendiente de la curva temporal del volumen de agua en el embalse desciende abruptamente y las concentraciones aumentan, corresponden a periodos de bajas precipitaciones. Por otra parte, en épocas como la de febrero-abril de 2018 con episodio de lluvias importantes, el embalsado no sufre grandes cambios, aunque parece que empieza a

aumentar su contenido en agua a finales de mayo. Además, en este caso los niveles de Chl-a y sólidos en suspensión corresponden a un mínimo relativo en nuestra serie temporal. Ello parece indicar que la entrada de aguas de lluvia cargadas con sólidos en suspensión y nutrientes provoca un crecimiento del fitoplancton, y por tanto de la concentración de la Chl-a, que disminuye después de un máximo de producción.

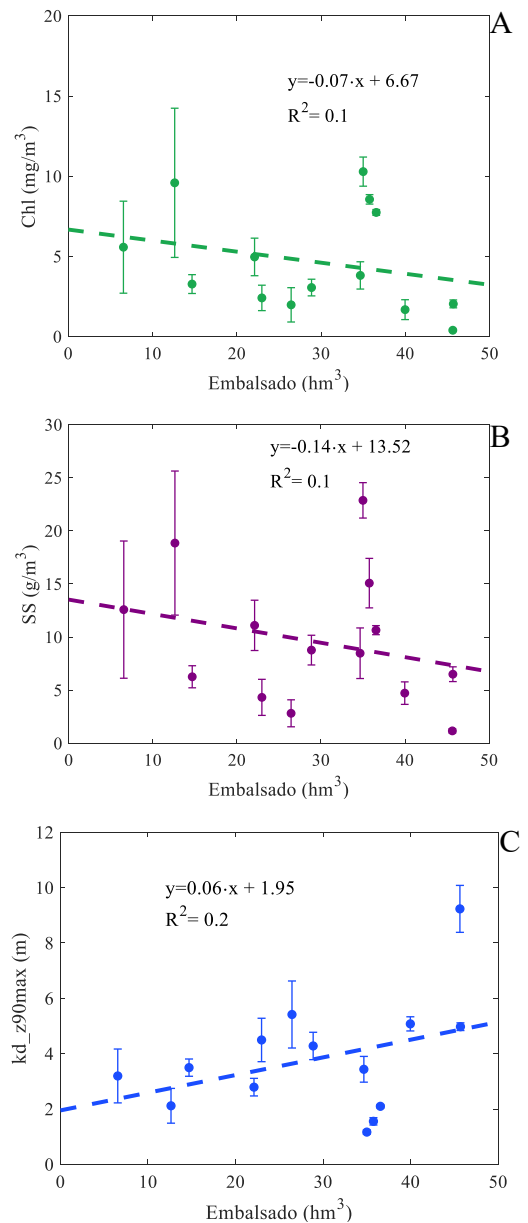


Figura 11. Relación entre el volumen de agua embalsada y las variables estudiadas: Chl-a (A), SS (B) y kd_{z90max} (C).

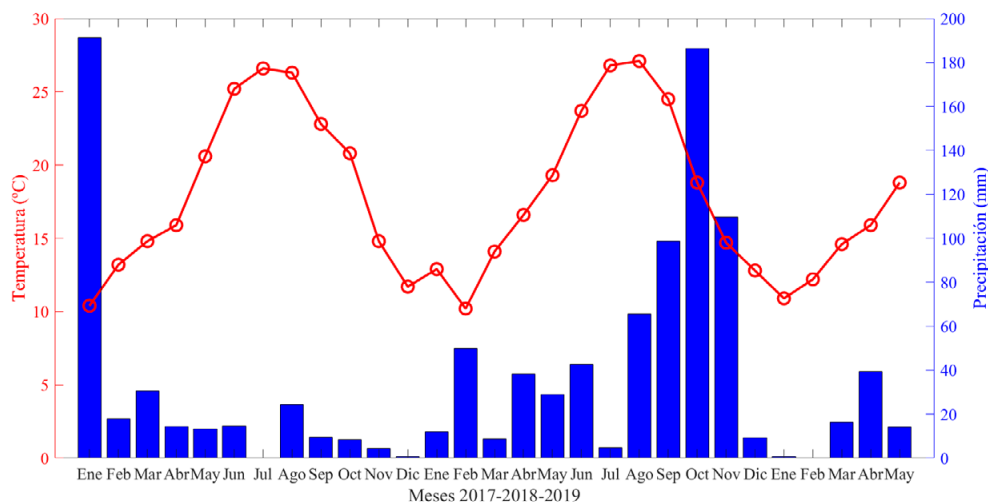


Figura 12. Datos climatológicos mensuales en 2017, 2018 y 2019. Datos obtenidos desde el centro de descargas de AEMET (2020).

Aunque queda fuera de la serie estudiada, cabe destacar el fuerte periodo de precipitación que tuvo lugar en enero de 2017, que provocó el desembalse de Sitjar e hizo que el volumen de agua alcanzara el máximo, siendo mínimos los valores de Chl-a y sólidos en suspensión en las fechas posteriores.

Esta estacionalidad de los resultados también tiene origen en la estructura térmica y la estratificación de las capas de agua, donde influyen vientos y radiación solar (Ordoñez, 2010). En invierno la masa de agua suele encontrarse mezclada debido a la menor diferencia de temperaturas entre las capas y a los sucesos meteorológicos, pero la luz solar no es suficiente para aflorar el crecimiento del fitoplancton. Al llegar la primavera las temperaturas suben calentando la capa superficial y causando una débil estratificación en la masa de agua, que ha podido renovar nutrientes en invierno, de manera que se favorece el aumento de la clorofila. A medida que se acerca el verano, la estratificación aumenta siendo mayor la diferencia de temperatura entre las distintas capas. Además, los nitratos y fosfatos que conforman los nutrientes esenciales para el fitoplancton se agotan, lo que provoca el descenso en los niveles de clorofila. Finalmente, en otoño sigue habiendo diferencia de temperatura entre la capa superior (o epilimnion) y las profundidades, pero esta se va debilitando a medida que disminuyen las horas de radiación

solar directa, provocando la mezcla de las capas y un consiguiente pico en la concentración de clorofila, aunque usualmente menor que el de primavera (Martínez, 2009; Arbat-Botfill, 2015).

Con el fin de analizar si existe algún patrón estacional, en la Figura 13 se ha representado el volumen de agua embalsada junto con los promedios de Chl-a y SS en cada estación, durante el periodo estudiado. A grandes rasgos se observa como las estaciones con mayor concentración de estas variables son primavera e invierno, seguidos de otoño y la menor en verano, donde el volumen embalsado es el mayor del año. Los test aplicados para determinar las variaciones estacionales solo resultaron ser estadísticamente diferentes para los datos de volumen embalsado. Además, los resultados fueron significativos para los datos de verano y otoño mediante el test T de Student ($t=6,036$; $p<0,001$). Por su parte, también fueron estadísticamente significativas utilizando el test U de Mann-Whitney las diferencias entre los datos de verano e invierno ($U=2$; $p<0,001$) y otoño e invierno ($U=27$; $p<0,001$). De modo que, aunque las diferencias entre los valores de Chl-a y SS no fueran estadísticamente diferentes entre estaciones, la diferencia significativa entre los volúmenes embalsados está influyendo dichas concentraciones hasta el punto de modificar el estado trófico.

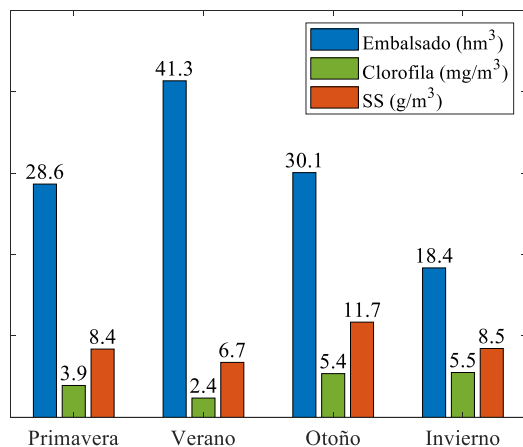


Figura 13. Valores de Chl-a (mg/m³), SS (g/m³) y volumen embalsado de Sitjar (hm³) por estaciones.

Un estudio más en profundidad precisaría del análisis de una serie temporal más larga para analizar si existen variaciones estacionales. A pesar de esto, del estudio realizado se han podido extraer conclusiones significativas en el análisis de los productos de concentración de Chl-a, sólidos en suspensión y transparencia, encontrando posibles relaciones entre estos niveles y el volumen embalsado.

4. Conclusiones

En este trabajo se han comparado dos correcciones atmosféricas, C2RCC y C2RX, aplicándolas a imágenes de nivel 1C de S2 del embalse de Sitjar y comparando los productos automáticos de Chl-a, SS y kd_{z90max} con los obtenidos en tres campañas de campo entre 2017 y 2018. Los resultados muestran una mejor estimación para el método de corrección C2RCC, característico de aguas menos turbias como las marinas, con un RMSE de 2,4 g/m³, 3,9 g/m³ y 1 m para la Chl-a, SS y kd_{z90max} respectivamente. No obstante, hay una clara diferencia entre los datos *in situ* y los obtenidos a partir de las imágenes para SS y sobre todo para la Chl-a. El error en la estimación de la Chl-a puede ser debido a que los productos satelitales están dando información no solo de la profundidad de SD, profundidad de la muestra integrada, sino que están influenciados por la Chl-a a mayor profundidad.

El producto kd_{z90max} se ha comparado con las medidas *in situ* de la profundidad del disco de Secchi, obteniendo una relación prácticamente proporcional con R²=0,86 siendo kd_{z90max}=0,92×SD. Por tanto, podemos usar el producto automático kd_{z90max} como una aproximación de la transparencia obtenida con SD para el embalse de Sitjar. La utilización de esta aproximación en futuros estudios de masas de agua con diferentes estados tróficos permitirá determinar la generalización de esta aproximación.

En el análisis de la variación temporal, donde se han procesado 14 imágenes corregidas con C2RCC, se ha puesto de manifiesto que los SS y la Chl-a son variables altamente correlacionadas en este periodo, con R²=0,90. Igualmente, estas variables se correlacionan con kd_{z90max} con funciones decrecientes de tipo potencial.

El clima mediterráneo característico de la zona provoca las variaciones estacionales de las variables. En primavera, otoño e invierno coincidiendo con las épocas de lluvia y entrada de agua, encontramos las concentraciones de Chl-a y SS más altas. Mientras que en verano la falta de nutrientes de los que se alimenta el fitoplancton dificulta su presencia.

Existe una cierta correlación inversa entre la Chl-a y SS con el volumen de agua embalsada, puesto que la disminución del volumen provoca una resuspensión de los sedimentos más superficiales que quedan al descubierto y aportan al agua del embalse una gran cantidad de SS.

Finalmente, gracias a los mapas temáticos hemos podido observar la capacidad depuradora del embalse, siendo mayor la concentración de Chl-a y SS en la zona norte y noroeste, alimentadas por barrancos y ramblas que en épocas de lluvia traen consigo agua y materiales, respecto a la zona cercana a la presa. Los niveles de las concentraciones promedios de Chl-a indican que Sitjar se puede clasificar entre oligotrófico y mesotrófico.

Agradecimientos

Agradecemos al proyecto Ecological Status of Aquatic Systems with Sentinel Satellites (ESAQS, <https://ipl.uv.es/esaqs/>) la cesión de los datos de campo usados en este artículo.

Referencias

- AEMET, 2020. Agencia Estatal de Meteorología. Centro de descargas *OpenData*. Recuperado en abril 2020, disponible en <https://opendata.aemet.es/centrodedescargas/inicio>
- Apha, 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. USA. 1105 pp.
- Arbat-Botfill, M., 2015. Distribución de temperatura y velocidad en embalses. Tesis Doctoral. *Universitat Politècnica de Catalunya*.
- Armengol, J. (1998). Efectos ecológicos del dragado y vaciado del embalse de Barasona. *Limnetica*, 14, 17-33.
- Armengol, J. (2000). Análisis y Valoración de los embalses como ecosistemas. En Conferencia Internacional del Seminario Permanente Ciencia y Tecnología del Agua, 6 (pp. 1-20). Iberdrola.
- 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.
- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22, 361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- CHJ, 2010. Confederación hidrográfica del Júcar. La primera confederación hidrográfica del Júcar (1934-1942): 75 años de gestión del agua. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.
- CHJ, 2020. Confederación hidrográfica del Júcar. Parte semanal del estado de embalses. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Recuperado en abril de 2020, disponible en <https://www.chj.es/es-es/medioambiente/estadoembalses/Paginas/Estadoembalses.aspx>
- CNIG, 2020. Centro Nacional de Información Geográfica: Centro de Descargas (CdD). Imagen aérea de 2018 generada por Dirección General del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y disponible en <http://centrodedescargas.cnig.es>
- Delegido, J., Urrego, P., Vicente, E., Sòria-Perpinyà, X., Soria, J.M., Pereira-Sandoval, M., Ruiz-Verdú, A., Peña, R., Moreno, J. 2019. Turbidez y profundidad de disco de Secchi con Sentinel-2 en embalses con diferente estado trófico en la Comunidad Valenciana. *Revista de Teledetección*, 54, 15-24. <https://doi.org/10.4995/raet.2019.12603>
- ESA, 2020. European Space Agency, Recuperado en abril de 2020, disponible en <https://sentinel.esa.int/>
- 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)
- Kwon, Y.S., Pyo, J., Kwon, Y.H., Duan, H., Cho, K.H., Park, Y., 2020. Drone-based hyperspectral remote sensing of cyanobacteria using vertical cumulative pigment concentration in a deep reservoir. *Remote Sens. Environ.* 236, 111517. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111517>
- Kyryliuk, D., Kratzer, S., 2019. Evaluation of Sentinel-3A OLCI Products Derived Using the Case-2 Regional CoastColour Processor over the Baltic Sea. *Sensors*, 19, 3609. <https://doi.org/10.3390/s19163609>
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Ediciones Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Martínez, A., 2009. Estudio y análisis de la calidad del agua del embalse de Bellús mediante el desarrollo de un modelo de eutrofización. Tesis de Máster, *Universidad de Valencia*.
- Muñoz, M.C., 2013. Obras del pantano de Sihar. *Ariadna: cultura, educación y tecnología*, 1(2), 124-131. <https://doi.org/10.6035/Ariadna.2013.2.17>
- Ordoñez, J., 2010. Limnología del embalse de Sau. Relaciones del zooplancton, la clorofila y los sólidos en suspensión con el clima lumínico del agua. Tesis Doctoral. *Universitat de Barcelona*.
- Pereira-Sandoval, M. et al., 2019. 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/10.23818/limn.38.27>
- Ruiz-Verdú, A., De Hoyos, C., Domínguez, J.A., Peña, R. 2003. Estudio de la composición del fitoplancton en embalses españoles mediante teledetección. *Ingeniería civil*, ISSN 0213-8468, N° 131.
- Shoaf, W.T., Liem, 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>
- Sòria-Perpinyà, X., 2017. Noves tecnologies per a la determinació de la qualitat ecològica de l'aigua en embassaments. Tesis Doctoral, *Universidad de Valencia*.
- William, M. 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>