

Dinámica espacial y temporal de los nutrientes en los primeros años de llenado de un embalse mediterráneo

Spatial and temporal dynamics of nutrients during the first filling years of a Mediterranean reservoir

Inmaculada de Vicente ^{ORCID}^{a1*}, Luis Cruz-Pizarro ^{ORCID}^{a2}, Victoria Amores-Antequera ^{ORCID}^{a3}, Enrique Moreno-Ostos ^{ORCID}^b y Rafael Morales-Baquero ^{ORCID}^{a4*}

^aInstituto del Agua y Departamento de Ecología, Universidad de Granada, 18071 Granada, España.

^bDepartamento de Geología y Ecología, Universidad de Málaga, 29071 Málaga, España.

E-mail: ^{a1}ivicente@ugr.es, ^{a2}lcruz@ugr.es, ^{a3}mvamores@ugr.es, ^{a4}rmorales@ugr.es, ^bquique@uma.es

*Autor para correspondencia

Recibido: 23/06/2023

Aceptado: 20/07/2023

Publicado: 31/07/2023

Citar como: de Vicente, I., Cruz-Pizarro, L., Amores Antequera, V., Moreno Ostos, E., Morales Baquero, R. 2023. Spatial and temporal dynamics of nutrients during the first filling years of a Mediterranean reservoir. *Ingeniería del agua*, 27(3), 197-210. <https://doi.org/10.4995/la.2023.19936>

RESUMEN

Se ha estudiado la evolución espacio-temporal de variables limnológicas clásicas en un embalse mediterráneo: Rules, en la provincia de Granada, tras su inauguración. La dinámica de los nutrientes y de la clorofila-a está fuertemente condicionada por: (i) los aportes a través de las aguas fluviales; (ii) la actividad fotosintética en las capas superiores de la columna de agua y (iii) la acumulación de ortofosfato y de amonio en el hipolimnion anóxico durante la estratificación térmica. La tasa de sedimentación en el embalse de Rules muestra un claro gradiente creciente en el sentido presa-cola, reflejando la importante contribución de material alóctono fluvial. Finalmente, la comparación de las concentraciones totales de fósforo y nitrógeno tras 10 años de funcionamiento, en los que, entre otros factores, ha mejorado la depuración de aguas residuales en la cuenca de captación, ha mostrado una drástica disminución.

Palabras clave | limnología, embalse mediterráneo, dinámica de nutrientes, sedimentación.

ABSTRACT

The spatio-temporal evolution of classical limnological variables has been studied in a Mediterranean reservoir: Rules, in the province of Granada, after its inauguration. The dynamics of nutrients and chlorophyll-a is strongly conditioned by: (i) contributions through fluvial waters; (ii) the photosynthetic activity in the upper layers of the water column and (iii) the accumulation of orthophosphate and ammonium in the anoxic hypolimnion during summer thermal stratification. The sedimentation rate in Rules Reservoir shows a clear increasing gradient in the dam-tail direction, reflecting the important contribution of allochthonous fluvial material. Finally, the comparison of the total concentrations of phosphorus and nitrogen after 10 years of operation, in which, among other factors, the purification of wastewater in the catchment basin has improved, has shown a drastic decrease.

Key words | limnology, mediterranean reservoir, nutrients dynamics, sedimentation.

INTRODUCCIÓN

Los embalses son infraestructuras fundamentales para el abastecimiento de agua y para el riego, especialmente en regiones semiáridas y áridas, como es la cuenca mediterránea, caracterizadas por una marcada estacionalidad del ciclo hidrológico. Además, considerando que la agricultura es responsable de cerca del 70% de las extracciones de agua a nivel mundial (e.g. Chadwick *et al.*, 2021) y que el cambio climático está provocando una considerable reducción del volumen de agua disponible en regiones áridas y semiáridas del mundo (Stocker *et al.*, 2013), la gestión de los embalses en estas regiones es un aspecto clave para la sostenibilidad de los recursos hídricos (Lemos *et al.*, 2012).

Actualmente nos enfrentamos a dos graves problemas relacionados con la gestión de los recursos hídricos. Por un lado, su creciente demanda asociada al crecimiento demográfico. Por otro lado, nos enfrentamos a una drástica reducción del almacenamiento global neto de los embalses por la acumulación de sedimentos (Annandale, 2013). Sumi (2018) estimó que la mitad de la capacidad mundial de almacenamiento de los embalses actuales se perdería para el año 2050. Esta pérdida de capacidad amenaza la sostenibilidad de los suministros mundiales de agua, ya que mientras la demanda de almacenamiento de agua aumenta, la disponibilidad de espacio para la construcción de nuevos embalses es cada vez más limitada (de Vicente *et al.*, 2022).

Desde un punto de vista ecológico, los embalses son sistemas híbridos entre ecosistemas lénticos y lóticos, albergando algunas características que le son exclusivas. De ellas, quizás, la más importante sea su variabilidad espacial y temporal lo que dificulta la predicción de su funcionamiento limnológico justificando la necesidad de realizar seguimientos a largo plazo de la calidad del agua. Los embalses se caracterizan por una progresiva transformación desde sistemas de tipo lótico en la zona de cola a sistemas de características leníticas en las inmediaciones de la presa (e.g. Margalef *et al.*, 1976). La irregularidad longitudinal de los embalses desempeña un papel fundamental en todos los procesos que tienen lugar en el ecosistema (Kennedy *et al.*, 1982, 1985). Siguiendo a autores como Thorton *et al.* (1981) y Kimmel *et al.* (1990), a lo largo del continuo que existe entre la entrada del río hasta la presa es posible encontrar importantes gradientes longitudinales que delimitan tres zonas bien diferenciadas entre sí por sus características morfológicas, físicas, químicas y biológicas: (i) zona fluvial, la más próxima a la entrada del río, se caracteriza por ser estrecha y estar generalmente bien mezclada, en donde el movimiento del agua suele ser rápido y el tiempo de residencia corto; (ii) zona de transición, en esta zona disminuye la incidencia fluvial al incrementarse la sección y profundidad del vaso, se reduce la velocidad del agua lo que conlleva a un incremento de la tasa de sedimentación, con el consecuente incremento de la penetración de la luz (Kennedy *et al.*, 1982) y (iii) zona limnética, constituye la región más próxima a la presa y la más parecida en su dinámica a un lago al presentar tiempos de residencia (generalmente) más elevados. Las tres zonas descritas no se comportan, sin embargo, como compartimentos estancos en el conjunto del embalse, sino que son temporal y espacialmente dinámicas. Su extensión y localización depende de factores tales como la escurrentía de la cuenca, la magnitud (carga) y naturaleza de los aportes y la gestión hidráulica de la presa (Kimmel *et al.*, 1990).

En lo que se refiere a la variabilidad temporal, ésta es resultado de su localización geográfica al construirse generalmente en áreas con climas más impredecibles y fluctuantes como es la región mediterránea. Además, y con el objetivo de maximizar el volumen potencial que se pueda almacenar, los embalses presentan elevados valores de la razón entre el área de la cuenca y el área del embalse siendo por tanto especialmente vulnerables a las actuaciones que se desarrollan en la cuenca de captación. De ahí que una de las principales amenazas, según Prats *et al.* (2014), que pone en riesgo la calidad del agua de los embalses sea la eutrofización. Según estos autores, la eutrofización (enriquecimiento en nutrientes inorgánicos) en embalses tiene principalmente dos causas: el aporte de nutrientes desde la cuenca vertiente y/o la materia orgánica presente en el vaso del embalse durante su primer llenado.

La realización de este estudio se justifica por la necesidad básica de seguir profundizando en el conocimiento del funcionamiento limnológico de los embalses mediterráneos para su correcta gestión. En este contexto, el objetivo principal del trabajo fue estudiar la evolución espacio-temporal de variables limnológicas clásicas en un embalse mediterráneo (embalse de Rules, Granada). Como objetivos específicos del trabajo se destacan: (i) describir las principales rutas de circulación del agua fluvial en el embalse, (ii) describir la heterogeneidad espacial de la concentración de nutrientes y de biomasa algal, (iii) estudiar la variación temporal (durante los primeros 10 años desde su llenado) de la concentración de fósforo y nitrógeno total en el embalse y (iv) estudiar la variabilidad espacio-temporal en el proceso de sedimentación de partículas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El embalse de Rules (inaugurado en 2004) está situado en el cauce del río Guadalfeo, aguas abajo de su confluencia con el río Izbor y recoge las aguas de la vertiente sur de Sierra Nevada, del macizo septentrional de la Sierra de Lújar y de las barranqueras profundas de la Sierra de la Contraviesa (Figura 1). La cuenca del río Guadalfeo, con una superficie de 1252 km², incluye las cumbres más altas de la Península Ibérica (~3400 m s.n.m.). La influencia montañosa de Sierra Nevada condiciona la dinámica hidrológica y el régimen pluvio-nival de esta cuenca semiárida y de alta montaña. Su cuenca está compuesta principalmente por el complejo Nevado-Filábride (mica-esquistos y mica-esquistos grafiticos). La gran altitud garantiza, generalmente, la presencia de nieve desde noviembre a junio, lo que permite un flujo casi perenne a pesar de su aridez (Herrero *et al.*, 2009). La precipitación media anual para el período 1950-2014, en la cuenca de captación, fue de 600 mm, con valores mínimos y máximos de 500 y 1000 mm, respectivamente (Bergillos *et al.*, 2016).

Como era esperable, los resultados obtenidos por Bergillos *et al.* (2016) indican que el embalse ha modificado significativamente la dinámica aguas abajo. En concreto, se ha estimado que la costa ha perdido casi 0.3 hm³ de sedimentos desde la entrada en funcionamiento del embalse, generando un retroceso de línea de costa de 1.4 km alrededor de la desembocadura, con un retroceso total de 87 m (9 m año⁻¹).



Figura 1 | Localización geográfica del embalse de Rules. Los números corresponden a las estaciones de muestreo: 1 (estación lacustre o limnética); 2 (estación de transición) y 3 (estación de cola o fluvial).

Para abordar los objetivos anteriormente mencionados, se realizaron dos campañas de muestreo, una en 2005-2006 y otra en 2017. En 2005-2006 el embalse estaba en una etapa inicial de llenado, con volúmenes (entre 4.5 y 17.5 hm³) muy por debajo de los que

se observaron en la campaña de 2017 (entre 46 y 84 hm³). La precipitación anual acumulada fue extremadamente similar en ambos períodos (451 mm en cada uno de ellos; <https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/riaweb/web/estacion/18/7>). En la primera campaña se seleccionaron tres estaciones de muestreo a lo largo del eje longitudinal del embalse. La estructura térmica del embalse se analizó a partir de los datos de temperatura del agua registrados por una cadena de termistores HOBBO WaterTemp Pro fondeada en la zona limnética del embalse y señalizada mediante una boya. Los sensores que componían esta cadena se localizaban a 4, 8, 10, 15 y 20 metros de profundidad y tomaban datos en continuo con una periodicidad de 15 minutos. La temperatura del agua de los ríos Ízbor y Guadalfeo en las proximidades de su desembocadura en el embalse de Rules ha sido estudiada a partir de los datos registrados, igualmente de forma continua, por un termistor HOBBO WaterTemp-Profijado a una roca del lecho de cada río. La toma de muestras se llevó a cabo con frecuencia básica mensual (2005: 14/04; 19/05; 10/06; 27/06; 14/07; 05/09; 10/10; 08/11; 28/11 y 21/12; 2006: 18/01; 16/03; 05/05; 29/05 y 19/06) en las tres estaciones mencionadas, en las que se muestreaban diferentes profundidades en el perfil vertical (3 en la zona de cola, 4-5 en la de transición y 7 en la zona limnética). En cada una de estas profundidades y utilizando una botella hidrográfica Van-Dorn de 3 litros de capacidad se tomaron muestras de agua para la posterior determinación en el Instituto del Agua de la Universidad de Granada de la concentración de fósforo reactivo soluble (SRP, $\mu\text{g P L}^{-1}$), amonio (NH_4^+ , mg N L^{-1}), fósforo total (PT, $\mu\text{g P L}^{-1}$) y nitrógeno total (NT, mg NL^{-1}) así como de clorofila a (Chl-a, $\mu\text{g L}^{-1}$). Para todas estas determinaciones se siguieron los protocolos estandarizados (Murphy y Riley, 1962; Jeffrey y Humphrey, 1975; APHA, 1989). Con frecuencia mensual se tomaron, además, muestras de agua en las desembocaduras de los ríos Ízbor y Guadalfeo para su posterior análisis de nutrientes (PT y NT) en el laboratorio. En la segunda campaña (León-Palmero, 2021), se tomaron muestras del perfil vertical de la columna de agua, en las proximidades de la presa, en mezcla (7/04/2017) y en estratificación (10/07/2017). Para la realización de las gráficas de isolíneas durante el período 2005-2006 se usó el programa Ocean Data View (Schlitzer, 2021). Los datos meteorológicos han sido facilitados por la Junta de Andalucía (<https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/riaweb/web/estacion/18/7>). Para la comparación interanual de la concentración de fósforo y nitrógeno total en la zona limnética se calculó el valor promedio de los valores medios en la columna de agua en dos fechas representativas de la estratificación (15/7/2005 y 10/7/2017) y mezcla (14/4/2005 y 7/4/2017) de cada período de estudio.

Para el estudio del proceso de sedimentación de partículas, el 14 de Abril de 2005 se instalaron en el embalse de Rules una serie de trampas de sedimentación para la recolección de material sestónico. Para la instalación de las trampas de sedimentación, cilindros dobles de metacrilato (de 50 cm de alto y 6.4 cm de diámetro, cada uno), se seleccionaron dos estaciones de muestreo, que representan condiciones lacustres (zona limnética) y fluviales (zona fluvial). En cada estación, se dispusieron parejas de trampas (réplicas) a diferentes profundidades en la columna de agua: concretamente a 5 profundidades en la Estación 1 y a 3 profundidades en la Estación 3. Con cierta periodicidad (Tabla 1) se procedió a la recogida del material sestónico. Para ello, se traspasó el material recogido en las trampas a botellas de PVC y éstas fueron transportadas (en oscuridad a 4°C) al laboratorio. Una vez allí, se determinó el flujo sestónico ($\text{g de peso seco, DW m}^{-2}\text{d}^{-1}$) mediante la cuantificación gravimétrica de los sólidos en suspensión presentes en la suspensión de material sestónico. Posteriormente, el material seco (104°C) fue tamizado (2 mm) y analizado para la determinación de la concentración de materia orgánica y de fósforo total (PT) siguiendo los métodos estandarizados (e.g. de Vicente *et al.*, 2005; de Vicente *et al.*, 2008).

Tabla 1 | Períodos de muestreo de material sestónico. ¹En el periodo VIII, las trampas de la zona limnética fueron recogidas el día 16/03/06 mientras que las de la zona fluvial se recogieron el día 23/03/06.

Período	Fechas
I	14/04/05-19/05/05
II	19/05/05-10/06/05
III	10/06/05-15/07/05
IV	15/07/05-05/09/05
V	05/09/05-10/10/05
VI	08/11/05-28/11/05
VII	28/11/05-18/01/06
VIII	18/01/06-16 ó 23/03/06 ¹

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Dinámica de los nutrientes en el agua fluvial y circulación en el embalse

La Figura 2 muestra la dinámica temporal de los nutrientes en los ríos Ízbor y Guadalfeo. Las principales diferencias observadas en las concentraciones de fósforo total (PT) y de nitrógeno total (NT) son atribuibles al grado de regulación de cada uno de estos sistemas: mientras el río Guadalfeo drena una cuenca no regulada, el río Ízbor se alimenta de las aguas vertientes desde el embalse de Béznar. La acción de lavado de la cuenca ejercida por las aguas de escorrentía tras el evento de lluvia registrado a principios de junio generó un máximo de fósforo muy especialmente en el río Guadalfeo (no regulado). Posteriormente, y a medida que avanzaba la estación estival, las concentraciones de fósforo en el río Guadalfeo se incrementaron sensiblemente, debido en buena parte a la serie de eventos de lluvia registrada entre los meses septiembre y octubre, que actuarían movilizándolo de la cuenca y transportándolo hasta el río Guadalfeo. Especialmente relevante es el máximo en la concentración de fósforo total registrado en el río Guadalfeo durante enero de 2006, resultado de las intensas lluvias (108.6 mm, 24% de la precipitación anual acumulada en ese año hidrológico). Por su parte, las aguas aportadas por el río Ízbor proceden directamente del embalse de Béznar, de manera que una amplia serie de procesos biogeoquímicos operan sobre ellas antes de ser vertidas al río y la dinámica de los nutrientes en este tramo del río comprendido entre dos embalses resulta especialmente compleja. Respecto a la concentración de nitrógeno total, llama especialmente la atención la variabilidad temporal registrada en el río Guadalfeo, en donde el máximo se registró en el mes de julio. Sin lugar a dudas, la menor variabilidad temporal registrada en el río Ízbor estuvo condicionada por procesos químicos y biológicos que imperan en el embalse de Béznar.

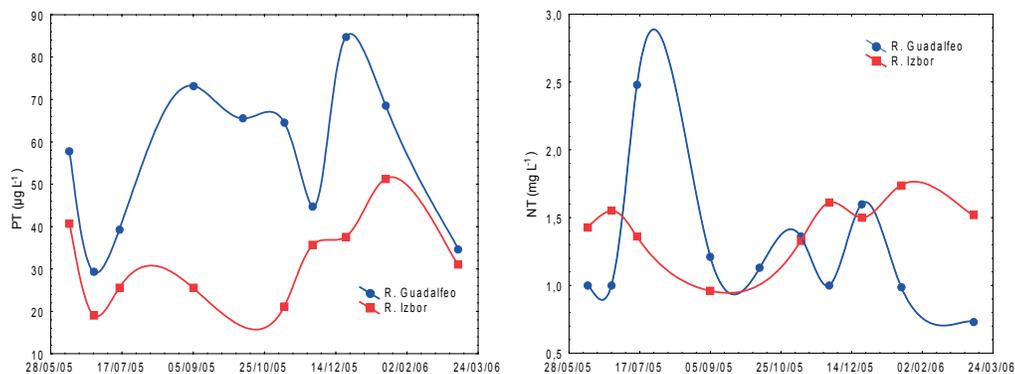


Figura 2 | Evolución temporal de la concentración de PT ($\mu\text{g L}^{-1}$) y de NT (mg L^{-1}) en los ríos Ízbor y Guadalfeo durante el periodo 28/05/2005-24/03/2006.

En la Figura 3a se muestra la estructura térmica del embalse durante la estratificación, y las temperaturas de los ríos Ízbor y Guadalfeo a la entrada de embalse. Desde junio en adelante dichas temperaturas sugieren que ambos ríos incorporan sus aguas situándolas entre 7 y 11 m de profundidad. Este patrón de circulación resulta especialmente relevante para la dinámica limnológica del embalse de Rules, ya que los ríos actúan inyectando nutrientes en la zona epilimnética eufótica durante el periodo de estratificación térmica; como, por de ejemplo, refleja la distribución espacial de la concentración de fósforo y nitrógeno total en el embalse el día 10 de junio (Figura 3b y 3c). La entrada de nutrientes en esta zona iluminada, pero aislada de los nutrientes del fondo por la termoclina, favorece el crecimiento de los productores primarios. Similares escenarios han sido descritos por Fernández-Rosado y Lucena (2001) y Armengol *et al.* (1999) en el embalse de La Concepción y de Sau, respectivamente. Pese a todo, es importante resaltar que este modelo empírico de circulación del agua fluvial en el embalse es válido sólo para el período descrito. La intensa variabilidad climática que caracteriza a la región Mediterránea y las distintas operaciones hidráulicas que se pueden ejecutar desde la presa de Béznar pueden introducir una considerable variabilidad interanual en el patrón de circulación.

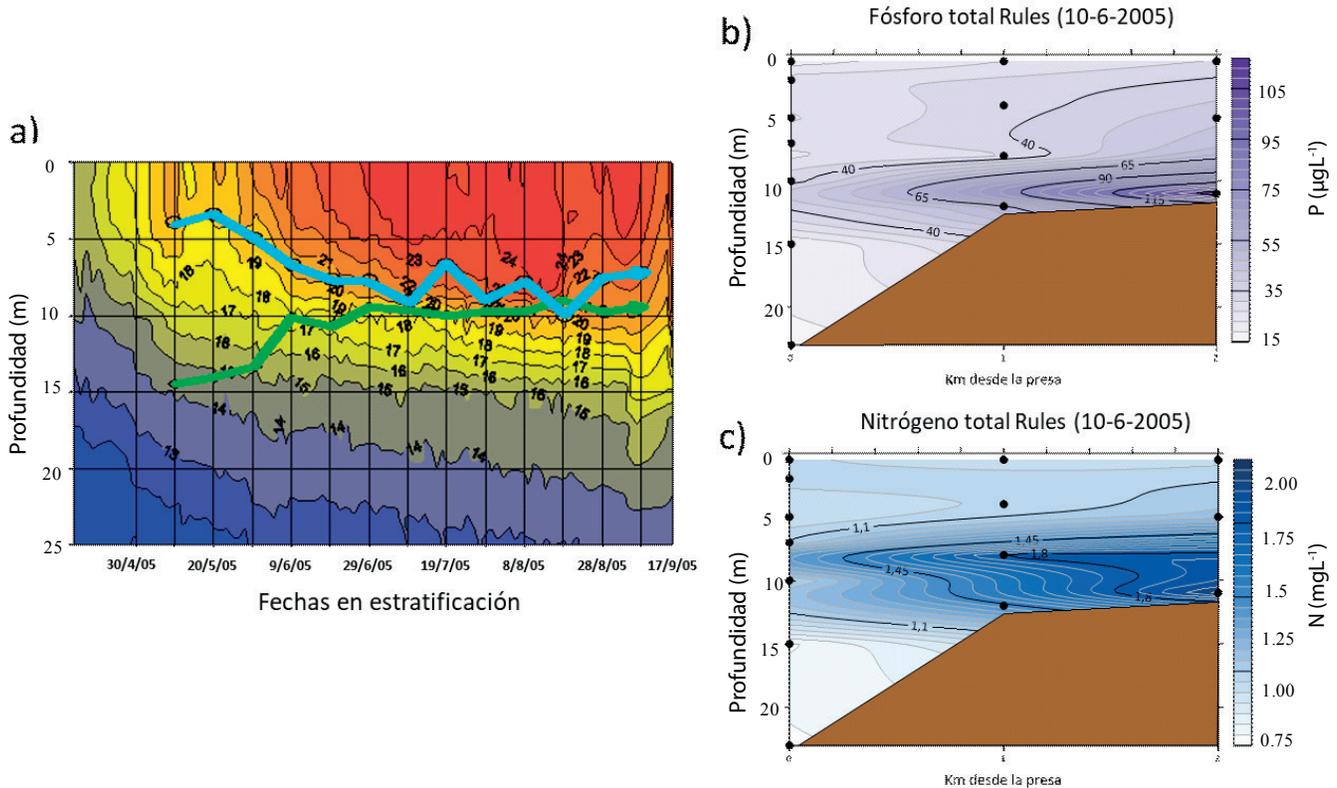


Figura 3 | Circulación de los ríos Ízbor (línea verde) y Guadalfeo (línea azul) en el embalse de Rules durante la estratificación térmica en el año 2005 (a) y distribución espacial, el 10 de junio de 2005, de la concentración de fósforo (b) y nitrógeno (c) total en el embalse de Rules. Los círculos negros indican la localización de los puntos de muestreo.

3.2. Dinámica de los nutrientes y de la biomasa productora en el embalse

De entre todos los nutrientes, el fósforo es considerado como el factor limitante por excelencia de la productividad algal en sistemas acuáticos continentales. El fósforo es asimilado por los organismos productores del ecosistema en forma de ión fosfato (SRP) que constituye de esta manera la principal fuente de fósforo para las algas. Durante el primer período de estudio, la concentración promedio de SRP en Rules fue de $12.43 \mu\text{g P L}^{-1}$, con mínimos de $0.01 \mu\text{g P L}^{-1}$ en las capas superficiales durante el máximo desarrollo algal y máximas concentraciones de cerca de $300 \mu\text{g P L}^{-1}$ en el hipolimnion en las proximidades del sedimento bajo condiciones anóxicas (Figura 4).

La dinámica espacio-temporal del SRP en el embalse de Rules se vio condicionada por: (i) los aportes de este nutriente a través de las aguas fluviales vertientes al embalse; (ii) la actividad asimiladora de los organismos fitoplanctónicos en las capas superiores de la columna de agua y (iii) la liberación de fósforo en forma de ortofosfato desde el sedimento anóxico bajo condiciones de intensa estratificación térmica. El primer proceso queda ilustrado mediante el notable incremento de SRP que siguió a los eventos de lluvia que tuvieron lugar a principios de junio. El segundo, a partir de las bajas concentraciones de SRP en los estratos superficiales del embalse, especialmente en las zonas de transición y limnética a medida que avanza el periodo de estratificación térmica y el desarrollo algal. Por su parte, la liberación de SRP desde el sedimento anóxico es especialmente acusada en la zona limnética de Rules a finales del período de estratificación térmica (septiembre-octubre), coincidente con las máximas concentraciones de ión amonio (Figura 5), lo que confirma el origen (la mineralización de la materia orgánica) del ión fosfato.

La Figura 5 muestra la dinámica espacial y temporal del ión amonio en el embalse de Rules. La aportación de nitrógeno en la forma reducida de amonio por parte de los ríos Ízbor y Guadalfeo fue, como era esperable debido al ambiente oxidante

imperante, extremadamente baja a lo largo el periodo estudiado, estando frecuentemente por debajo del límite de detección de los métodos químicos empleados (datos no publicados). Por tanto, la dinámica espacio-temporal del ión amonio en Rules parece estar más relacionada con el ciclado interno de este elemento en el embalse que con las aportaciones fluviales. De esta manera, la concentración de amonio en la zona fluvial, donde el flujo hidrodinámico y la escasa profundidad favorecen el desarrollo de condiciones oxidantes, fue extremadamente baja durante todo el periodo. Por el contrario, en la zona de transición y -muy especialmente- en la zona limnética se observó un importante incremento en la concentración de amonio en las capas más profundas de la columna de agua una vez alcanzada una situación de estratificación térmica estable y el desarrollo de condiciones reductoras en el fondo.

Como variable indicadora de la producción primaria en el embalse de Rules se ha escogido la concentración de Chl-a en el agua, el único pigmento presente en todos los grupos de bacterio-fitoplancton fotoautótrofo y, por tanto, el que mejor refleja la evolución de la biomasa productora (denominada genéricamente como fitoplancton) (Margalef *et al.*, 1976; Lund y Reynolds, 1982; Wetzel, 2001; Moreno-Ostos, 2004). La Figura 6 representa la variación espacial y temporal de la concentración de Chl-a en el embalse de Rules a lo largo del año 2005. Como puede apreciarse, se registró un importante máximo de biomasa productora tras los

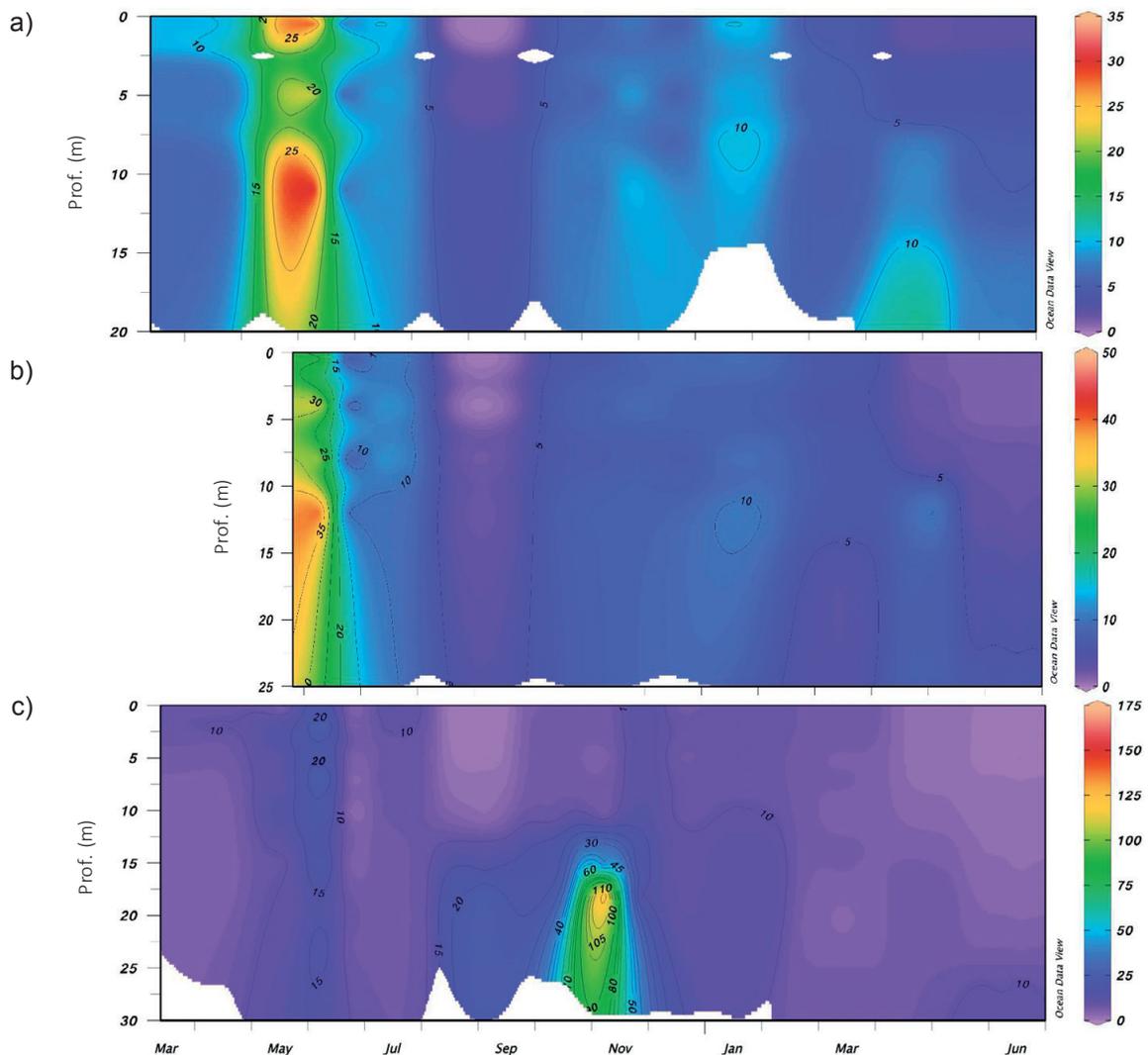


Figura 4 | Evolución espacio-temporal de la concentración de SRP ($\mu\text{g P L}^{-1}$) en las tres zonas estudiadas (a: zona fluvial; b: zona de transición y c: zona limnética) en el embalse de Rules. Nótese la diferente escala empleada en cada zona de estudio.

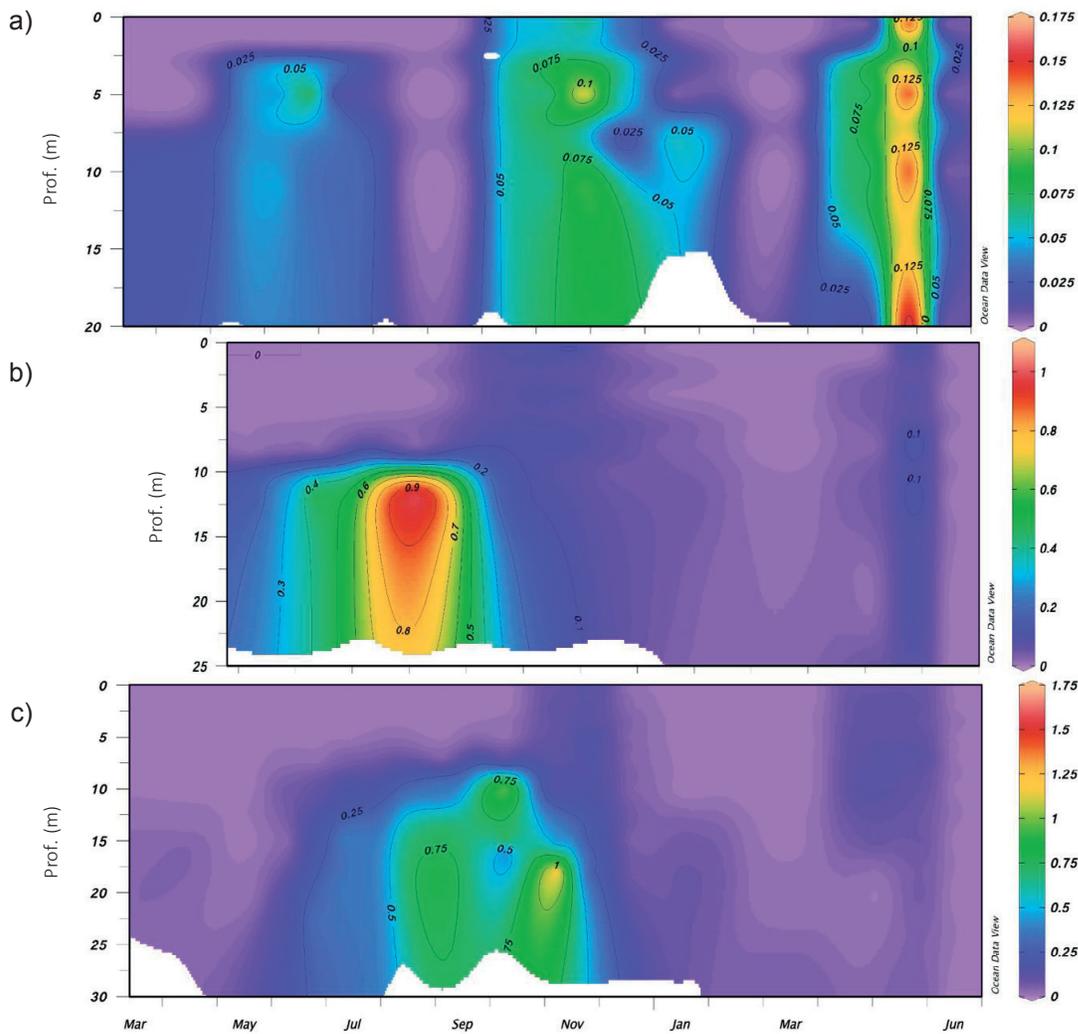


Figura 5 | Evolución espacio-temporal de la concentración de ión amonio ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{L}^{-1}$) en las tres zonas estudiadas (a: zona fluvial; b: zona de transición y c: zona limnética) en el embalse de Rules. Nótese la diferente escala empleada en cada zona de estudio.

eventos de lluvia de junio, inducido por la entrada de nutrientes al embalse a través de los ríos Ízbor y Guadalfeo. Esta proliferación fitoplanctónica fue especialmente notable en las zonas fluvial y de transición del embalse, y algo inferior en la zona limnética, donde llegaban menores concentraciones de nutrientes alóctonos. Respecto a la distribución vertical de la biomasa clorofílica, es destacable que estas se localizaron durante la mayor parte del periodo de estudio dentro de la capa de mezcla, esto es, desde superficie hasta unos 8-10 m de profundidad. Por tanto, la distribución vertical de la biomasa fitoplanctónica era prácticamente uniforme en la estación fluvial, algo más heterogénea en la estación de transición y finalmente en agregados localizados en las capas superiores en la estación limnética.

De acuerdo con autores como Kennedy y Walker (1990), la biomasa fitoplanctónica resulta máxima en la zona de transición del embalse, rica en nutrientes de origen fluvial y caracterizada por una menor concentración de sólidos en suspensión (que genera turbidez inorgánica, reduce la penetración de la luz y limita el proceso de fotosíntesis) y menor velocidad del agua que la zona de cola de embalse. La biomasa fitoplanctónica en la zona limnética de Rules fue siempre inferior a la encontrada en las zonas fluvial y de transición. Este patrón general puede verse modificado mediante procesos hidrodinámicos de transporte advectivo de fitoplancton de micro y mesoescala temporal, como ha sido previamente puesto de manifiesto en embalses mediterráneos de similares características (Moreno-Ostos, 2004).

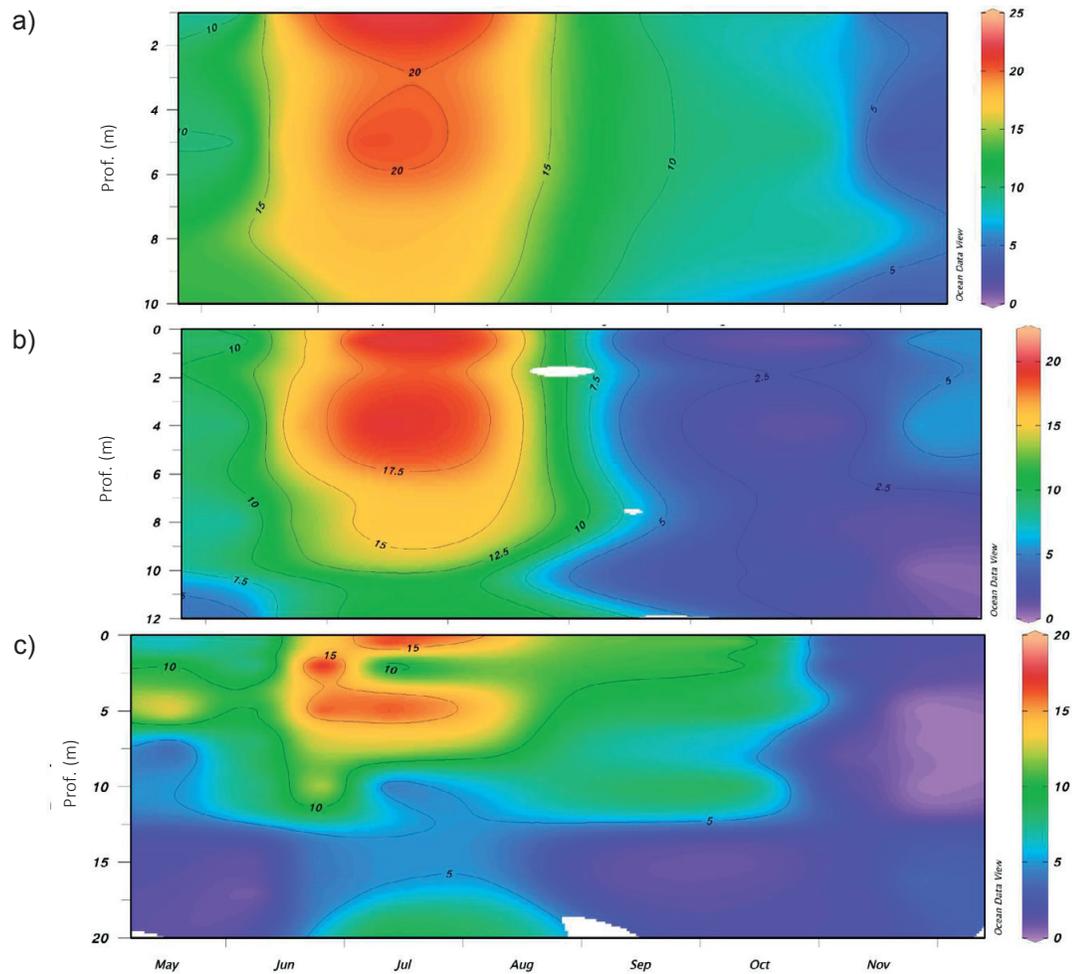


Figura 6 | Evolución espacio-temporal de la biomasa fitoplanctónica expresada como concentración de Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) en las tres zonas estudiadas (a: zona fluvial; b: zona de transición y c: zona limnética) en el embalse de Rules. Nótese la diferente escala empleada en cada zona de estudio.

A modo de resumen de la dinámica de los nutrientes y de la biomasa planctónica en el embalse, la figura 7 muestra la evolución espacio-temporal de las concentraciones de fósforo y nitrógeno total durante los años 2005-2006 en la estación limnética. Es claramente apreciable la época de estratificación, desde finales de junio a finales de noviembre, donde las diferencias superficie-fondo (epilimnion-hipolimnion) se hacen evidentes tanto para el fósforo como para el nitrógeno, presentando sus máximas concentraciones en el hipolimnion afótico. Sin embargo, es interesante destacar que las concentraciones más elevadas de ambos elementos no coinciden en el tiempo, sugiriendo la existencia de una posible limitación cruzada en la biogeoquímica de ambos nutrientes.

3.3. Variabilidad de la sedimentación en el embalse

La tasa de sedimentación en el embalse de Rules presentó un valor medio, durante el período de estudio, de $18.28 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Figura 8; Tabla 2). Este valor se encuentra en el rango de los medidos en otros embalses del Sur de España, como La Concepción (García-Ruiz *et al.*, 2001) y Charco-Redondo (García-Ruiz *et al.*, 1993), y es significativamente superior y más variable estacionalmente que aquéllos registrados en sistemas naturales (Tartari y Biasci, 1997). Estas diferencias entre sistemas naturales y artificiales son consecuencia, entre otros factores, del régimen hidrológico extremadamente irregular que caracteriza a los embalses,

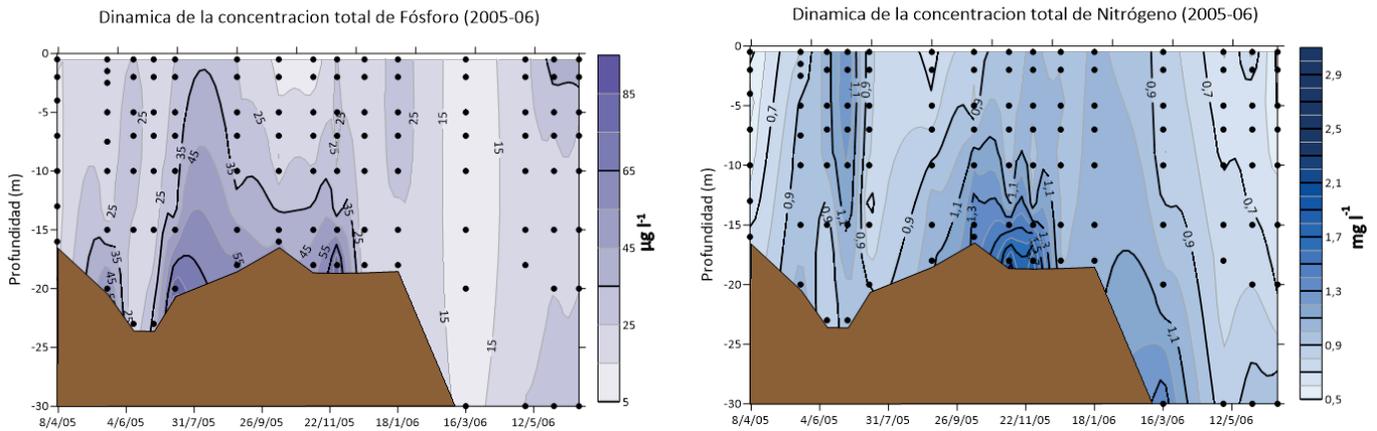


Figura 7 | Evolución espacio-temporal de la concentración de fósforo y nitrógeno total en la zona limnética durante el primer período de muestreo (2005-2006). Los círculos negros indican la localización de los puntos de muestreo.

responsable de notables variaciones en el nivel de agua que, en última instancia, afecta a los patrones espacio-temporales de sedimentación y de resuspensión (de Vicente *et al.*, 2022). El estudio de la variación en el eje longitudinal del embalse del flujo de sedimentación de partículas, muestra la existencia de un claro gradiente creciente en el sentido presa-cola, con valores promedio de 14.37 g DW m⁻² d⁻¹ en la zona de presa y de 22.2 g DW m⁻² d⁻¹ en la zona de cola (Tabla 2). Esta tendencia refleja la importante contribución de material alóctono, que penetra en el embalse a través de los ríos Ízbor y Guadalfeo, a la tasa de sedimentación de partículas. De hecho, y como era esperable, estos resultados confirman la heterogeneidad espacial detectada en la concentración de sólidos en suspensión (datos no publicados).

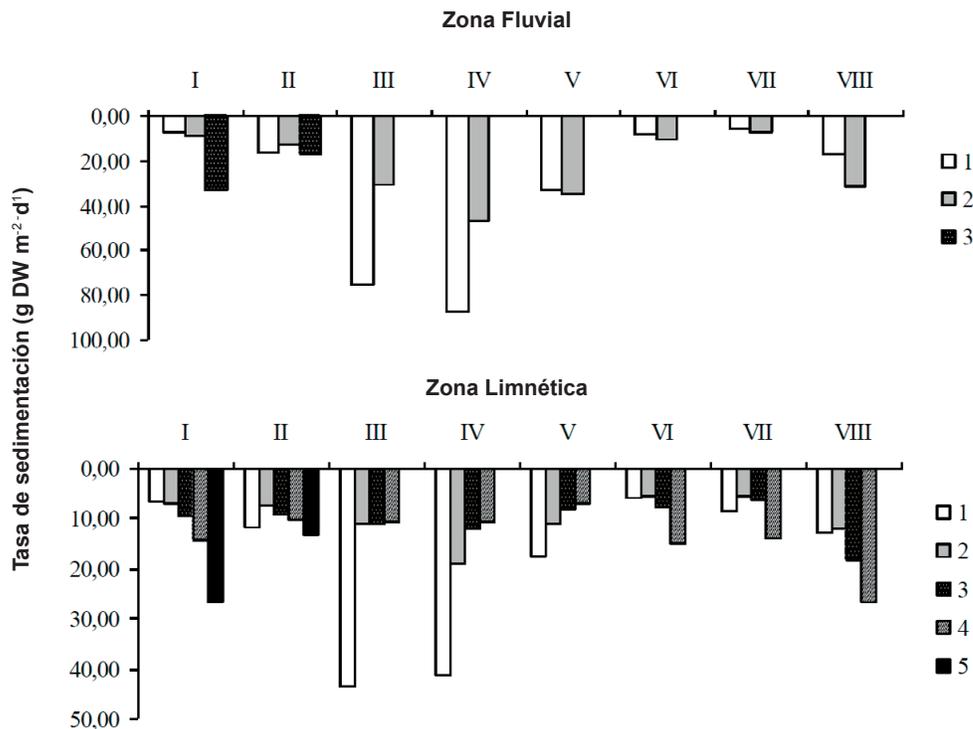


Figura 8 | Evolución espacio-temporal de la tasa de sedimentación de partículas en el embalse de Rules.

En lo que se refiere a la variación en el perfil vertical del flujo sestónico, en el embalse de Rules hemos detectado una tendencia generalmente creciente en profundidad, tanto en la estación de presa como en la de cola, como consecuencia de la resuspensión del sedimento. Siguiendo a Gardner (1977) y Bloesch (1982), el porcentaje de material resuspendido se ha estimado como la diferencia entre el flujo sestónico cuantificado en las trampas próximas al sedimento y el medido en las trampas localizadas por encima de aquéllas. Los resultados indican que los procesos de resuspensión son, al igual que de Vicente *et al.* (2005) detectan en el embalse de El Gergal (Sevilla), más intensos en la zona de cola. A pesar de esta tendencia general, creemos necesario comentar la existencia de dos períodos especialmente interesantes, períodos III y IV, en los que se registraron máximas tasas de sedimentación en los estratos más superficiales (0.5 m) en ambas estaciones de muestreo, lo que fue resultado de un intenso lavado por escorrentía de la cuenca y del consiguiente acarreo de material en suspensión durante uno de los principales eventos de precipitación registrados durante el periodo de estudio.

Como se observa en la Tabla 2, el material sestónico recogido en la zona limnética presentó un contenido en materia orgánica (9.38%) similar al de la zona fluvial (10.42%). No obstante, la existencia de tasas de sedimentación de partículas muy superiores en la zona de cola contribuyó a que las tasas de sedimentación de Materia Orgánica Particulada (MOP) fuesen muy superiores en la zona fluvial ($3.47 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) que en la limnética ($1.37 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). En cuanto a la concentración de fósforo en el material sestónico, en este estudio hemos detectado una importante transformación del material sestónico a lo largo del eje longitudinal del embalse de Rules. En este sentido, el material particulado se va “empobreciendo” notablemente en fósforo a medida que es transportado desde la zona fluvial ($27.67 \text{ mg g}^{-1} \text{ DW}$) a la zona limnética ($11.31 \text{ mg g}^{-1} \text{ DW}$). Estas transformaciones parecen ser resultado de la conjunción de complejos procesos físico-químicos (desorción de fósforo desde el material particulado) y biológicos (mineralización del fósforo orgánico).

Tabla 2 | Principales estadísticos que describen el proceso de sedimentación en el embalse de Rules. Unidades: Tasa de sedimentación de Partículas y de MOP: $\text{g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; PT: $\text{mg DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; Concentración: MO (%) y PT ($\text{mg g}^{-1} \text{ DW}$). Valor medio (n).

Zona	Trampas	Tasa de sedimentación			Concentración	
		Partículas	MOP	PT	MO	PT
Limnética	1	18.50 (8)	2.27 (5)	0.55 (5)	10.21 (5)	11.07 (5)
	2	9.76 (8)	1.32 (5)	0.92 (5)	11.62 (5)	10.12 (5)
	3	10.18 (8)	0.87 (5)	0.84 (5)	9.08 (5)	7.94 (5)
	4	13.50 (8)	0.92 (5)	0.81 (5)	9.12 (5)	8.55 (5)
	5	19.90 (2)	1.51 (2)	0.84 (3)	6.87 (3)	18.89 (2)
Fluvial	1	31.21 (8)	4.49 (5)	0.70 (5)	11.41 (5)	24.55 (5)
	2	22.91 (8)	3.62 (5)	1.10 (5)	13.62 (5)	25.59 (5)
	3	12.48 (2)	2.31 (2)	1.02 (4)	6.22 (4)	32.89 (2)

3.4. Variabilidad interanual

La comparación de las concentraciones de fósforo y nitrógeno total entre los dos períodos de estudio (2005-2006 y 2017) muestra una drástica disminución (Figura 9). Entre las posibles explicaciones se pueden indicar las siguientes: (i) el conocido proceso de eutrofización que impera durante los primeros años de inundación de un embalse (e.g. Palau, 2003); (ii) la diferencia en el volumen embalsado entre ambos períodos, lo que podría haber facilitado en el primer periodo la movilización de los nutrientes almacenados en los sedimentos hacia las aguas superficiales mucho más cercanas al fondo (Pérez-Martínez *et al.*, 1991) y (iii) la mejoría en la calidad del agua de los ríos Izbor y Guadalfeo que descargan en el embalse. En este sentido es necesario destacar la puesta en servicio de nuevas plantas de depuración de aguas residuales (EDAR) durante los períodos de estudio. Con anterioridad a 2005 sólo funcionaba la EDAR de Órgiva, sobre el río Guadalfeo, que entró en servicio en 2004, mientras que en la cuenca de captación del río Izbor las depuradoras de Padul y El Valle entraron en servicio en 2007 y 2008, respectivamente. Ya que la cuenca del río Ízbor tiene una importante afección agrícola, y además es posible que en el lapso transcurrido haya habido una mejora en la eficiencia de los tratamientos de las EDAR implicadas, podemos suponer que las cargas de nutrientes de los ríos que nutren Rules en

2016-2017 son considerablemente inferiores a las de 2004-2005. Esta es una cuestión que merecería la pena estudiar para visibilizar la relevancia de la depuración de las aguas residuales.

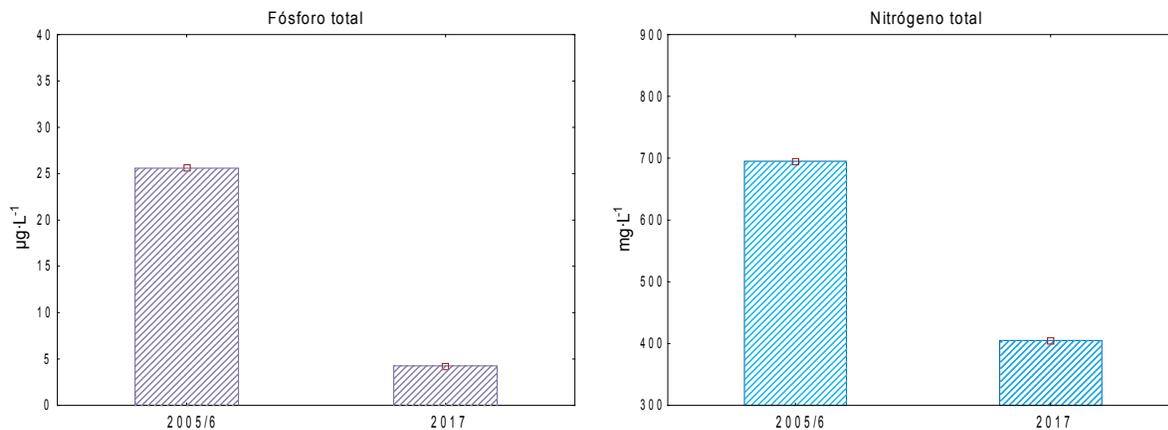


Figura 9 | Promedio de fósforo total y nitrógeno total en mezcla (14/4/2005 y 7/4/2017) y estratificación (15/7/2005 y 10/7/2017) de los valores medios en la columna de agua en las fechas indicadas.

CONCLUSIONES

Los resultados del estudio de las rutas de circulación del agua fluvial en el embalse de Rules han evidenciado que tanto el río Izbor como el Guadalfeo actúan inyectando nutrientes en la zona epilimnética eufótica durante el periodo de estratificación térmica, favoreciendo el desarrollo de los productores primarios en un gradiente que decrece hacia la presa. En congruencia, la dinámica espacio-temporal de los nutrientes en el embalse está condicionada por los aportes fluviales, la actividad asimiladora de los organismos fitoplanctónicos y la acumulación de ortofosfato y de amonio en el hipolimnion anóxico, por la mineralización de la materia orgánica durante la estratificación térmica estival. En lo referente a la tasa de sedimentación en el embalse de Rules, el valor medio durante el período de estudio se encuentra en el rango de los medidos en otros embalses del Sur de España. Como era esperable, se ha observado un claro gradiente creciente en el sentido presa-cola, reflejando la importante contribución de material alóctono fluvial. Finalmente, la comparación de las concentraciones de fósforo y nitrógeno total durante los diez primeros años de llenado ha mostrado una drástica disminución. Entre los diferentes factores, no excluyentes entre sí, que pueden explicar este hecho es relevante destacar la mejora en la depuración de las aguas residuales de la cuenca de captación. Esta mejora indica que el control de la calidad del agua del embalse no se lograría sólo con actuaciones en el propio embalse sino que requiere el control a nivel de cuenca de las cargas de nutrientes.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por un convenio de colaboración entre la Consejería de Obras Públicas y Transportes y la Junta de Andalucía (“*Estudio piloto para la gestión integrada de la cuenca hidrográfica del Río Guadalfeo*”) así como por el Ministerio de Economía y Competitividad, referencia: CGL2014-52362-R. Los autores agradecen al organismo Cuencas Mediterráneas Andaluzas (Junta de Andalucía) y a la Diputación de Granada el acceso a información esencial para la realización de este trabajo.

REFERENCIAS

- Annandale, G.W. 2013. *Quenching the Thirst: Sustainable Water Supply and Climate Change*, Create Space Independent Publishing Platform.
- APHA. 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA/ AWWWA/ WPCF. Washington.
- Armengol, J., Comerma, M., García, J.C., Romero, M., Rodríguez, J.J., Vidal, A. 1999. Contribució al coneixement de l'ecologia aquàtica de l'embassament de Sau. Evolució de l'embassament al 1998. *Quaderns ATLL* 3.
- Bergillos, R.J., Rodríguez-Delgado, C., Millares, A., Ortega-Sanchez, M., Losada, M.A. 2016. Impact of river regulation on a Mediterranean delta: Assessment of managed versus unmanaged scenarios. *Water Resources Research*, 52, 5132-5148. <https://doi.org/10.1002/2015WR018395>
- Bloesch, J. 1982. Inshore-offshore sedimentation differences resulting from resuspension in the eastern basin of Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39, 748-759. <https://doi.org/10.1139/f82-103>
- Chadwick, C., Gironás, J., Barría, P., Vicuña, S., Meza, F. 2021. Assessing reservoir performance under climate change. When is it going to be too late if current water management is not changed? *Water*, 13, 64. <https://doi.org/10.3390/w13010064>
- de Vicente, I., Amores, V., Escot, C., Basanta, A., Cruz-Pizarro, L. 2005. Temporal and spatial trends in the sedimentation process in a canyon-type reservoir (El Gergal, Seville, Spain). *Archiv für Hydrobiologie*, 163, 241-257. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2005/0163-0241>
- de Vicente, I., Rueda, F., Cruz-Pizarro, L., Morales-Baquero, R. 2008. Implication of settling process on phosphorus dynamic in three contrasting reservoirs. *Fundamental and Applied Limnology*, 170, 263-272. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2008/0170-0263>
- de Vicente, I., Álvaro García-Bermúdez, Cruz-Pizarro, L. 2022. Estado trófico y características morfométricas como factores reguladores de las tasas de sedimentación en embalses mediterráneos. *Ingeniería del Agua*, 26, 173-183. <https://doi.org/10.4995/ia.2022.17609>
- Fernández-Rosado, M.J., Lucena, J. 2001. Space-time heterogeneities of zooplankton distribution in La Concepción reservoir (Istán, Málaga). *Hydrobiologia*, 455, 157-170. <https://doi.org/10.1023/A:1011981731119>
- Herrero, J., Polo, M.J., Moñino, A., Losada, M.A. 2009. An energy balance snowmelt model in a Mediterranean site. *Journal of Hydrology*, 371(1), 98-107. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.03.021>
- García-Ruiz, R., Sáez, E., Lucena, J., Niell, X., Gálvez, J.A. 1993. Sedimentation patterns in a recent constructed reservoir (Charco Redondo, Los Barrios, Cádiz, Spain). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 25, 1223-1226. <https://doi.org/10.1080/03680770.1992.11900361>
- García-Ruiz, R., Parra, G., Guerrero, F., Lucena, J. 2001. Sedimentation of phosphorus fractions and temporal variation in the C:P ratio in La Concepción reservoir, southern Spain. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35, 711-723. <https://doi.org/10.1080/00288330.2001.9517037>
- Gardner, W.D. 1977. Fluxes, dynamics and chemistry of particulates in the ocean. Tesis Doctoral. Mass. Inst. Technol./ Woods Hole Oceanogr. Inst. <https://doi.org/10.1575/1912/1546>
- Jeffrey, S.W., Humphrey, G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemical Physiology*, 167, 191-194. [https://doi.org/10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)
- Kennedy, R.H., Thorton, K.W., Gunkel, R.C. 1982. The establishment of water quality gradients in reservoirs. *Canadian Water Resources Journal*, 7, 71-87. <https://doi.org/10.4296/cwrj0701071>
- Kennedy, R.H., Thorton, K.W., Ford, D.E. 1985. Characterization of the reservoir ecosystem, En: D. Gunnison (Ed.) *Microbial Processes in Reservoirs*. Dr. W. Junk Publishers, Boston, pp: 27-38. https://doi.org/10.1007/978-94-009-5514-1_2

- Kimmel, B.L., Lind, O.T., Paulson, L.J. 1990. Reservoir primary production, En: Thorton, K.W., Kimmel, B.L., Payne, F.E. (Eds.) *Reservoir Limnology: ecological perspectives*, John Wiley & Sons Inc, New York, pp: 133-193.
- Lemos, M.C., Kirchhoff, C.J., Ramprasad, V. 2012. Narrowing the climate information usability gap. *Nature Climate Change*, 2, 789. <https://doi.org/10.1038/nclimate1614>
- León Palmero, E. 2021. *Greenhouse gases in reservoirs: from watersheds to functional genes*. Tesis Doctoral: Universidad de Granada. <http://hdl.handle.net/10481/66668>
- Lund, J.W.G., Reynolds, C.S. 1982. The development and operation of large limnetic enclosures in Bleham Tarn, English Lake District, and their contribution to phytoplankton ecology. *Progress in Phycological Research*, 1, 1-65.
- Margalef, R., Planas, D., Armengol, J., Vidal, A., Prat, N., Guiset, A., Toja, J., Estrada, M. 1976. *Limnología de los embalses españoles*. D.G. Obras Hidráulicas, Serv. Publ. M.O.P. Madrid. 422 pp.
- Moreno-Ostos, E. 2004. *Dinámica espacial del fitoplancton en el embalse de El Gergal (Sevilla)*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- Murphy, J., Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Palau, A. 2003. Medidas de gestión y adecuación ambiental de embalses frente a la eutrofia. *Limnetica*, 22(1-2), 1-13. <https://doi.org/10.23818/limn.22.01>
- Pérez-Martínez, C., Morales-Baquero, R., Sánchez-Castillo, P. 1991. The effect of the volume decreasing on the trophic status in four reservoirs from Southern Spain. *Verhandlungender Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24, 1382-1385. <https://doi.org/10.1080/03680770.1989.11898986>
- Prats, J., Morales-Baquero, R., Dolz, J., Armengol, J. 2014. Aportaciones de la limnología a la gestión de embalses. *Ingeniería del Agua*, 18, 83-97.
- Schlitzer, R. 2021. Ocean Data View, [https://urldefense.com/v3/__https://odv.awi.de__;!!D9dNQwwGXtA!QFuwIEoy4b1kQxSd5E7NLROB_p6QKdY9NgKMkrawfY-qyA4FuFtdZJgfA8JqwFQQ3i0ogwNs4Rew\\$](https://urldefense.com/v3/__https://odv.awi.de__;!!D9dNQwwGXtA!QFuwIEoy4b1kQxSd5E7NLROB_p6QKdY9NgKMkrawfY-qyA4FuFtdZJgfA8JqwFQQ3i0ogwNs4Rew$).
- Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M.M.B., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. *Intergovernmental Panel on Climate Change, Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report (AR5)*; Cambridge University Press: New York, NY, USA.
- Sumi, T. 2018. Reservoir sedimentation and sustainable development, in *26th ICOLD Congress*, July 1-7. GR. Q100, Vienna, Austria.
- Tartari, G., Biasci, G. 1997. Trophic status and lake sedimentation fluxes. *Water, Air and Soil Pollution*, 99, 523-531. https://doi.org/10.1007/978-94-011-5552-6_54
- Thorton, K.W., Kennedy, R.H., Carrol, J.H., Walker, W.W., Gunkel R.C., Asby, S. 1981. Reservoir sedimentation and water quality-A heuristic model, En: H.G. Stefen (Ed.). *Proceedings of the symposium on surface water impoundments*. American Society of Civil Engineers. New York. pp: 654-661.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. 3rd Edition. Academic Press. San Diego. 1006 p.