

Estado trófico y características morfométricas como factores reguladores de las tasas de sedimentación en embalses mediterráneos

Trophic state and morphometric features as drivers of settling rates in Mediterranean reservoirs

Inmaculada de Vicente ^{a1,b*}, Álvaro García-Bermúdez^{a2}, Luis Cruz-Pizarro ^{a3,b}

^aInstituto del Agua, Universidad de Granada, 18071 Granada

^bDepartamento de Ecología, Universidad de Granada, 18071 Granada.

E-mail: ^{a1} ivicente@ugr.es, ^{a3} lcruz@ugr.es

*Autor para correspondencia

Recibido: 26/04/2022

Aceptado: 23/06/2022

Publicado: 31/07/2022

Citar como: de Vicente, I., García-Bermúdez, A., Cruz-Pizarro, L. 2022. Trophic state and morphometric features as drivers of settling rates in Mediterranean reservoirs. *Ingeniería del agua*, 26(3), 173-183. <https://doi.org/10.4995/la.2022.17609>

RESUMEN

En este trabajo se ha medido la tasa de sedimentación de material particulado, como peso seco (DW) así como de carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P) en seis embalses mediterráneos de características muy contrastadas. Nuestro principal objetivo ha sido determinar: (1) las relaciones entre: DW, la razón molar (C:N:P) del seston, el fósforo total (PT), la razón entre el área de la cuenca de captación y el área superficial de los embalses (Ac:Ar) y la resuspensión del sedimento (razón dinámica); y (2) la relación entre la fracción de la producción primaria que sedimenta desde la zona trófica (razón de exportación) y el estado trófico. Los resultados muestran relaciones positivas y significativas de DW con Ac:Ar, y relaciones positivas pero no significativas con PT y con la razón dinámica. La estequiometría sestónica mostró grandes diferencias con la relación de Redfield. Finalmente, la razón de exportación y el estado trófico muestra una relación inversa, aunque no significativa, indicando posiblemente que el plancton de los embalses menos eutrofizados es menos eficiente reteniendo nutrientes en la columna de agua.

Palabras clave | sedimentación, tasa de sedimentación, embalses mediterráneos, estado trófico.

ABSTRACT

This work measures the sinking flux of dry weight (DW), C, N and P in the particulate material of six contrasting Mediterranean reservoirs to determine: (1) the relationships between DW, seston composition (C:N:P molar ratio), total phosphorus (PT), catchment area to reservoir area ratio (Ac:Ar) and sediment resuspension (dynamic ratio); (2) the relationship between the fraction of planktonic primary production that sinks from the trophic zone (export ratio) and the trophic state. Results showed positive but not significant relationships of DW with PT or dynamic ratio, but a significant and positive relationship between Ac:Ar and DW. Stoichiometric analysis of seston composition show great differences with Redfield ratio. Finally the export ratio and the trophic state show not significant although inverse relationship pointing, may be, that plankton communities in less eutrophic reservoirs are less efficient than those in more eutrophic ones in the retention of nutrients within the water column.

Key words | sedimentation, sinking flux, Mediterranean reservoirs, trophic state.

INTRODUCCIÓN

Si bien la capacidad bruta de almacenamiento de los embalses a nivel mundial es actualmente de $6.1 \times 10^{12} \text{ m}^3$, aproximadamente $2 \times 10^{12} \text{ m}^3$ (32.8%) de esta capacidad se ha perdido por sedimentación (Ren *et al.*, 2021). Se estima que, anualmente, casi el uno por ciento de la capacidad de almacenamiento de los embalses a nivel mundial se pierde debido a la sedimentación (Ghassemi y White, 2007; Kusena *et al.*, 2022). Sin tener en consideración los nuevos proyectos de grandes presas, Sumi (2018) estimó que la mitad de la capacidad mundial de almacenamiento de los embalses se perdería para el año 2050. En esta misma línea, Annandale (2013) destaca que el almacenamiento global neto de los embalses ha disminuido desde su máximo de $4.2 \times 10^{12} \text{ m}^3$ en 1995 porque las tasas de sedimentación superan la capacidad de almacenamientos de las nuevas instalaciones. Esta pérdida de capacidad en nuestros embalses amenaza la sostenibilidad de los suministros mundiales de agua, ya que mientras la demanda de almacenamiento de agua aumenta, la disponibilidad de sitios para la construcción de nuevos embalses es cada vez más limitada. Se ha estimado, además, que el coste del proceso de sedimentación en los embalses oscila entre 10 a 20 mil millones de dólares (USD) por año, en todo el mundo (Annandale, 2006). A este escenario, nada alentador, hay que sumarle desgraciadamente, los efectos adversos del cambio global, como los cambios en la hidrología, que afectarán especialmente a la parte este y sur del Mediterráneo (Cramer *et al.*, 2018) y que sin lugar a dudas contribuirán a incrementar la sedimentación en los embalses en general y en los mediterráneos en particular.

Desde un punto de vista más ecológico, se debe tener en cuenta que el proceso de sedimentación es clave para la dinámica de los nutrientes en los ecosistemas acuáticos (de Vicente *et al.*, 2005, entre otros) transfiriendo material particulado desde las fuentes (zonas eufóticas o litorales) hasta los estratos más profundos del ecosistema. Además, tiene un evidente interés práctico siendo un parámetro necesario para los modelos usados en la restauración de lagos, como la tasa de sedimentación ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), la velocidad de sedimentación (m d^{-1}) o la tasa de remoción (d^{-1}) (Imboden y Lerman, 1978; Bloesch y Uehlinger, 1986).

Considerando la sedimentación como un proceso que contribuye a una reducción de la disponibilidad de nutrientes en los estratos superiores, numerosos estudios han evidenciado la relación positiva entre el estado trófico y la tasa de sedimentación en las aguas naturales (e.g. Tartari y Biasci, 1997). Sin embargo, hasta el momento, no se ha realizado ningún análisis estadístico para identificar una relación clara entre ambas variables.

Aunque la sedimentación está relativamente bien estudiada en lagos (Gächter y Bloesch, 1985; Gächter y Mares, 1985; Bloesch y Uehlinger, 1986; Tartari y Biasci, 1997; Weyhenmeyer y Bloesch, 2001), actualmente no existen estudios que aborden un análisis extensivo de los factores reguladores de las tasas de sedimentación en los embalses; a excepción de áreas de estudio concretas (Gálvez y Niell, 1993; Sáez *et al.*, 1994; García-Ruiz *et al.*, 1998, 2001; de Vicente *et al.*, 2005). Esta falta de información es especialmente llamativa si tenemos en cuenta la creciente superficie continental mundial que representa este tipo de ecosistemas. De hecho, Downing *et al.* (2006) observan que el volumen de agua embalsada se incrementó un orden de magnitud desde 1950 hasta la actualidad. Además, la escasez de lagos naturales en el área mediterránea convierte el estudio de los procesos de sedimentación en los embalses en un tema importante no sólo para la ecología sino también para la gestión de los recursos hídricos. Más aún, la sedimentación es un problema clave en los embalses, ya que reduce su capacidad de almacenamiento y, por tanto, afecta directamente a la gestión de los mismos (Nagle *et al.*, 1999). Por otro lado, para comprender el metabolismo global del ecosistema es necesario conocer los mecanismos de sedimentación de las partículas en suspensión, así como su cantidad y calidad.

La composición del seston (p.e. la relación molar C:P) es, probablemente, una de las aproximaciones más sencilla y comparable para definir el estado nutricional del fitoplancton (i.e. Hecky *et al.*, 1993). Sin embargo, las razones C:N:P del seston no se han usado de forma generalizada en los embalses y, de nuevo, solo existen estudios de sitios concretos (Gálvez y Niell, 1993; Sáez *et al.*, 1994; García-Ruiz *et al.*, 1998, 2001). Un aspecto especialmente relevante es la existencia de mayores aportes terrestres a los embalses que a los lagos y, por lo tanto, las relaciones C:N:P del seston son el resultado tanto de los procesos que ocurren dentro del propio sistema como de las entradas alóctonas.

En este estudio, se proporciona el primer análisis extensivo de los factores (nutrientes y morfometría) que controlan la calidad (razones C:N:P) y cantidad del seston en embalses mediterráneos. El objetivo final es establecer, si existen, relaciones entre la tasa de sedimentación y la composición química del seston con el estado trófico (reflejado por la concentración total de fósforo) y dos índices morfométricos (razón dinámica y razón entre el área de la cuenca de captación y el área del embalse) en

el conjunto de embalses estudiados. En su caso, estas relaciones permitirían predecir la tasa de sedimentación de partículas en embalses mediterráneos sin necesidad de desarrollar complejos modelos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Sitios de estudio

Se seleccionaron seis embalses en el sur de España. Las características de las cuencas de captación, morfometría e influencia antropogénica son muy diferentes en cada embalse (Tabla 1). De acuerdo con la concentración de fósforo total, el embalse más oligotrófico es Quentar (Granada) situado en una zona montañosa, escasamente habitada, en la cabecera del río Genil, afluente del Guadalquivir. Por el contrario, El Gergal (Sevilla), situado al final de una cadena de cuatro embalses a lo largo del río Rivera de Huelva (afluente del Guadalquivir) es el embalse más eutrófico. Este embalse es parte de la compleja red hidrológica que abastece de agua a la ciudad de Sevilla. Mas detalles sobre los seis embalses se pueden encontrar en Toja (1982, 1984), Toja *et al.* (1981, 1983, 1992), Pérez-Martínez *et al.* (1991), Morales-Baquero *et al.* (1994), de Vicente *et al.* (2005, 2008, 2009) y Reche *et al.* (2009).

Tabla 1 | Características generales de los embalses estudiados (Ac:Ar razón área de captación/área del embalse).

	Área (ha)	Ac:Ar	PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	TN (mg l^{-1})	Chl-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Referencias
Alhama	5.2	1320	23.33	0.646	2.02	El Mabrouki <i>et al.</i> (2001)
Beznar	170	207	27.38	1.71	6.96	Este estudio
Cubillas	173	319	58.5	-	33.1	Pérez-Martínez <i>et al.</i> (1991)
Gergal	250	700	77.1	2.5	10.11	Este estudio
Quentar	42	24	3.72	0.56	2.4	Reche <i>et al.</i> (2009)
Rules	345	310	30.37	0.996	8.66	Este estudio

Muestreo y análisis del seston

Para estudiar el proceso de sedimentación de partículas se instalaron una serie de trampas de sedimentación cilíndricas por duplicado, fabricadas con plexiglás (Beznar, Cubillas, Quentar y Rules) ó PVC (Alhama y El Gergal). Para el diseño de las trampas se tuvieron en cuenta las recomendaciones de Bloesch y Burns (1980). Las trampas se colocaron a diferentes profundidades en la columna de agua dependiendo de la profundidad máxima de cada embalse, excepto en el embalse de Alhama donde sólo se colocó un par de trampas debido a su escasa profundidad (Tabla 2). No se adicionó ningún conservante para evitar la degradación de la materia orgánica particulada recogida eventualmente. Además de la variabilidad en el perfil vertical, en los embalses de Alhama, El Gergal y Rules, se evaluó la variabilidad de la tasa de sedimentación en el eje longitudinal mediante la instalación de trampas a lo largo de del eje principal de cada embalse. La Tabla 2 muestra detalles sobre el número y frecuencia de los muestreos en cada embalse.

Tabla 2 | Período (formato: día/mes, año), número de estaciones, profundidades y frecuencia de los muestreos efectuados.

	Periodo muestreo	Estaciones	Prof./estación	Frecuencia (semanas)
Alhama	5/3 a 8/10, 2001	4	1	3
Beznar	20/4 a 20/9, 2010	1	4	1
Cubillas	19/5 a 1/10, 2004	1	3	2
Gergal	17/5, 2001 a 30/8, 2002	3	4	3
Quentar	26/10, 2004 a 12/12, 2005	1	3	2
Rules	14/4, 2005 a 19/6, 2006	2 ^a	3-5	3

^a Una estación en zona fluvial, con tres profundidades, y otra en zona lacustre con cinco.

Una vez en el laboratorio, las muestras obtenidas se filtraron a través de filtros Whatman GF/C, previamente combustionados (104 °C, 24 h) y pesados, para obtener el peso seco (DW). La tasa de sedimentación del material particulado (S, g DW m⁻² d⁻¹) se calculó según la siguiente fórmula:

$$S = M \cdot V_T \cdot V_F^{-1} \cdot A^{-1} \cdot T^{-1}$$

donde: M es el peso del material particulado, obtenido como diferencia en peso seco de los filtros antes y después de filtrar un volumen conocido (V_F) de la suspensión homogeneizada; V_T es el volumen de la trampa; A es el área de recolección y T es el tiempo entre muestreos consecutivos. Debido a la gran cantidad de material recogido en las trampas localizadas en los embalses de Alhama y El Gergal, en lugar de filtrar la suspensión se procedió a secar (60 °C durante 24 h) y pesar el material para obtener finalmente la tasa de sedimentación (g DW m⁻² d⁻¹).

El contenido en materia orgánica del material sedimentado se obtuvo mediante combustión (450 °C, 5 h) correspondiendo la materia inorgánica particulada (MIP) al peso después de la combustión, mientras que la materia orgánica particulada (MOP) se estimó como la diferencia en peso antes y después de la combustión. La concentración de fósforo total (PT) se midió (tras calcinación de las muestras y digestión ácida) como fósforo soluble reactivo usando el método del ácido ascórbico (Murphy y Riley, 1962). Finalmente, el carbono total (CT) y el nitrógeno total (NT) se midieron usando un analizador elemental CNH (Pelkin Elmer).

La razón de exportación (E) se estimó, siguiendo a Baines y Pace (1994), como una función del flujo de sedimentación de carbono (S_C) desde la zona eufótica (mg C m⁻² d⁻¹), la producción primaria volumétrica (PP) en la zona eufótica y la profundidad de la zona eufótica (Z_{eu}). S_C se estimó, a su vez, a partir del contenido de materia orgánica del seston sedimentado y considerando que 2.4 g de materia orgánica seca contienen 1 g de C (Margalef, 1983). La PP se estimó a partir de la concentración de clorofila en la zona eufótica (Smith, 1979). Z_{eu} se estimó como una función de la visibilidad con el disco de Secchi (SD): Z_{eu} = 1.91 · SD + 6.02 siguiendo a León-Palmero *et al.* (2019).

$$E = S_C \cdot PP^{-1} \cdot Z_{eu}^{-1}$$

Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron usando el programa Statistica (6.0). En concreto se realizó una serie de regresiones lineales simples para explicar, entre otros, la relación lineal existente entre la tasa de sedimentación de partículas (DW) y la concentración de PT, la razón Ac:Ar (como una estima de la influencia de los aportes externos al sistema) y la razón dinámica (como una estima de la influencia de los aportes internos al sistema mediados por la resuspensión del sedimento).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estado trófico y tasa de sedimentación de partículas

El valor medio de la tasa de sedimentación en los seis embalses estudiados osciló entre 6.6 y 66.6 g DW m⁻² d⁻¹ registrados en los embalses de Quentar y Alhama, respectivamente (Tabla 3). Estos valores se encuentran dentro del rango medido en otros embalses del sur de España como en La Concepción (García-Ruiz *et al.*, 2001) y Charco-Redondo (García-Ruiz *et al.*, 1993). Sin embargo, son valores significativamente más elevados, y variables estacionalmente, que la mayoría de los lagos citados en la bibliografía (Tartari y Biasci, 1997). El irregular régimen hidrológico, con bruscas fluctuaciones en el nivel de agua, que caracteriza a los embalses y en especial a los embalses mediterráneos, podría explicar claramente esta diferencia en los patrones de sedimentación y resuspensión entre sistemas naturales y artificiales (de Vicente *et al.*, 2005).

Tabla 3 | Valores promedio de la tasa de sedimentación (min-max) de: material particulado (DW), de materia orgánica particulada (MOP), de fósforo total (PT) y de nitrógeno total (NT), así como las proporciones: carbono:fósforo (C:P); carbono:nitrógeno (C:N) y nitrógeno:fósforo (N:P) sestónicas.

	DW (g m ⁻² d ⁻¹)	MOP (g m ⁻² d ⁻¹)	PT (mg m ⁻² d ⁻¹)	NT (g m ⁻² d ⁻¹)	C:P	C:N	N:P
Alhama	66.6 (12.1-156.6)	6.5 (1.2-15.2)	90.7 (42.6-168.0)	24.6 (14.6-49.9)	77.2	27.8	602.8
Beznar	17.5 (3.9-42.3)	2.40 (0.8-5.7)	15.1 (2.7-40.5)	0.07 (0.00-0.19)	446.6	63.7	12.8
Cubillas	14.6 (5.3-36.8)	2.4 (1.6-4.1)	10.2 (3.1-31.5)	-	240.0	-	-
Gergal	16.7 (2.3-112.0)	1.8 (0.4-5.6)	16.5 (2.9-128.2)	0.07 (0.00-0.45)	70.2	8.9	7.9
Quentar	6.6 (1.2-22.7)	1.0 (0.2-3.7)	5.49 (1.2-15.0)	-	264.2	-	-
Rules	21.7 (5.4-113.7)	1.9 (0.5-9.0)	16.7 (4.0-70.1)	0.11 (0.00-0.64)	292.2	17.9	15.3

Actualmente, existe una controversia acerca de las relaciones entre el estado trófico y las tasas de sedimentación. Tartari y Biasci (1997) plantean una relación lineal positiva entre la tasa de sedimentación de nutrientes (C, N y P) y variables tróficas en ecosistemas acuáticos naturales. En la Tabla 4 se incluye el ajuste realizado para una serie de lagos recogidos en el trabajo de Tartari y Biasci (1997). Igualmente, Bloesch (1999) encuentra una correlación positiva entre el estado trófico y la tasa de sedimentación de carbono orgánico particulado (POC) en lagos sin entradas alóctonas significativas ni resuspensión de POC. Sin embargo, nuestro análisis de regresión ha mostrado una relación inversa, aunque no significativa, entre la tasa de sedimentación, DW, y la concentración de PT como indicador del estado trófico en embalses (Tabla 4). A pesar de la diferente tendencia en la relación observada entre ambas variables para lagos y embalses, es de destacar que el valor de intercepción de la regresión en el caso de los embalses es mucho mayor que en los lagos naturales. Este hecho podría reflejarla existencia de una mayor contribución del material alóctono a la sedimentación en los ecosistemas acuáticos artificiales. Weyhenmeyer y Bloesch (2001) observaron, al igual que nosotros para los embalses estudiados, que el estado trófico no explica la variabilidad en la tasa de sedimentación de partículas en un conjunto de once lagos suecos y nueve suizos.

El siguiente objetivo fue identificar los umbrales de las tasas de sedimentación para cada categoría trófica, siguiendo la metodología descrita por Nürnberg (1996). Para ello, calculamos ecuaciones de regresión lineal que predicen las tasas de sedimentación DW a partir de concentraciones de PT en el agua del lago con valores de 10, 30 y 100 µg PT l⁻¹. Estas concentraciones se aceptan ampliamente como valores de transición entre las categorías: oligo-, meso-, eu- e hipertrófico (Wetzel, 1975; Nürnberg, 1996). Sin embargo, la falta de significación entre DW y PT en nuestros lagos y embalses ha imposibilitado el cálculo de los mencionados umbrales.

Características morfométricas y tasas de sedimentación de partículas

Puesto que tanto la resuspensión de los sedimentos como las entradas externas son dependientes de la morfometría del sistema, es esencial considerar las características morfométricas (tanto externas como internas) para explicar los patrones generales en las tasas de sedimentación. En relación con los parámetros internos, Håkanson y Jansson (1983) introducen la razón dinámica, raíz cuadrada del área dividida por la profundidad media, como una medida de la interacción agua-sedimento. Como era de esperar, en este estudio se ha evidenciado una relación positiva, aunque no significativa, entre la razón dinámica y la tasa de sedimentación (Figura 1). Igualmente, Håkanson y Jansson (1983) encuentran que la tasa de sedimentación de partículas se relacionaba significativamente con la razón dinámica del sistema de estudio siempre que fuese somero (<9 m), su razón dinámica fuese superior a 0.15 y la entrada de material particulado alóctono inferior a 10%.

En lo que se refiere al efecto potencial de las entradas externas (relacionadas con la razón Ac:Ar) sobre las tasas de sedimentación, en este trabajo se ha observado un efecto significativo y positivo (Figura 1). Esta relación se podría utilizar para predecir la tasa de sedimentación de partículas en embalses mediterráneos sin necesidad de desarrollar modelos complejos. Tal es así que si utilizamos la ecuación lineal que relaciona ambas variables (tasa de sedimentación de DW y razón Ac:Ar) obtenemos una gran similitud entre el valor predicho por el modelo y valor real. A modo de ejemplo, la mayor similitud entre ambos valores se obtuvo en el embalse de Alhama (85% de similitud, estimado como el valor predicho: valor real×100) mientras que la mayor discrepancia se obtuvo para el embalse de El Gergal (190%). Sin lugar a dudas, la mejora de este tipo de modelos requiere de la inclusión de un mayor número de sitios de estudio en donde realizar investigaciones prolongadas en el tiempo.

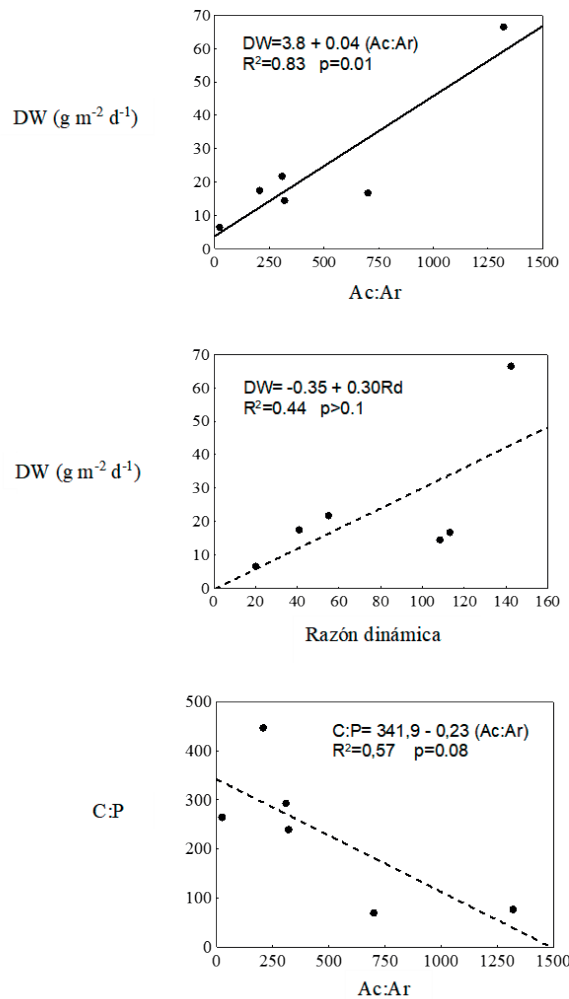


Figura 1 | Dependencia de las tasas de sedimentación del material particulado sestónico (DW) y de la proporción carbono:fósforo (C:P) sestónico, respecto de las razones dinámica y área de captación: área del embalse (Ac:Ar).

Posibles factores reguladores de la composición química de la materia sedimentaria

Existe consenso sobre que el análisis estequiométrico del material sedimentario puede proporcionar información útil sobre su naturaleza y origen, así como sobre el nutriente limitante para el crecimiento del fitoplancton (i.e. Sáez *et al.*, 1994). En este trabajo se ha observado una gran variabilidad respecto a la relación de Redfield (C:N:P=106:16:1; Redfield, 1934), con razones: C:P que van desde 70.2 a 446.6; N:P desde 7.9 a 602.8 y C:N desde 8.9 a 63.7 (Tabla 3). En este sentido, conviene destacar que si bien durante mucho tiempo se ha asumido que el material particulado en suspensión de las aguas continentales se ajustaba a la relación de Redfield, trabajos recientes encuentran que la relación estequiométrica entre estos elementos puede variar ampliamente (i.e. Hecky *et al.*, 1993; Tartari y Biasci, 1997).

Puesto que el principal propósito de este trabajo es reconocer si existe un patrón claro entre el estado trófico (reflejado por la concentración de PT en el agua) y la composición química (i.e. C:P) del material atrapado, solo se van a considerar los promedios anuales de las razones molares en el perfil vertical completo. No obstante, es importante considerar que existen cambios notables en los perfiles verticales y longitudinales tanto en los ecosistemas naturales como en los artificiales (i.e. Gächter y Bloesch, 1985; de Vicente *et al.*, 2005). Como ejemplo, durante el periodo de estratificación, la mineralización de la materia orgánica causa una disminución significativa en la concentración de C del material sestónico en las trampas de sedimentación desde la superficie hasta

el fondo, mientras que las partículas sedimentarias, por adsorción y precipitación, se enriquecen en P, dando lugar a una fuerte disminución en la razón C:P en ese perfil, como previamente se ha reseñado (Gächter y Mares, 1985; Gächter y Bloesch, 1985; Tezuka, 1986; Gálvez y Niell, 1992; García-Ruiz *et al.*, 1998; 2001).

En este estudio se ha observado una relación inversa, aunque no significativa, entre la razón molar C:P y la concentración de PT en el agua de los embalses estudiados (Tabla 4), reflejando un enriquecimiento en el contenido de P sestónico a medida que aumenta la concentración de PT. Este mismo patrón se ha observado utilizando algunos de los datos recogidos en la bibliografía para sistemas naturales (Tartari y Biasci, 1997; Tabla 4). De manera similar, Hochstädter (2000) observó que la razón molar C:P sestónica media en el lago Constanza aumentaba a medida que se reducía la concentración de PT. A pesar de la similar tendencia en ambos tipos de sistemas acuáticos (naturales y artificiales), es importante destacar la mayor pendiente de regresión en el caso de los embalses. Este hecho indica que, a igualdad de concentraciones de PT (cuando $PT > 50 \mu\text{g L}^{-1}$), la razón molar C:P es mayor en los lagos que en los embalses. Sin lugar a dudas, los elevados tiempos de residencia hidráulicos que caracterizan a los sistemas naturales deben ser responsables de un enriquecimiento en el C sestónico, como resultado de procesos internos más intensos. De manera análoga, Hecky *et al.* (1993) miden altas relaciones molares C:P en el seston de lagos con tiempos de residencia más elevados. Más aún, se ha observado en este trabajo una relación inversa entre C:P y Ac:Ar, marginalmente significativa, que indica que las entradas alóctonas en este área están enriquecidas en P (Figura 1).

Finalmente, la razón C:N en el material sestónico se puede usar para determinar la posible contribución relativa del material autóctono (C:N bajas) y alóctono (C:N altas) en las aguas continentales (Hecky *et al.*, 1993; Kaushal y Binford, 1999). Por eso, formulamos la hipótesis de que la razón C:N en el material recogido en las trampas debería tener una relación positiva con la razón Ac:Ar. Sin embargo, nuestros resultados muestran que, aunque no significativamente, ambas razones están inversamente relacionadas (Tabla 4). Una explicación probable es que, en este estudio, los embalses con razones Ac:Ar altas (Alhama y El Gergal), es decir mayor influencia de los aportes externos, también están más afectados por los aportes internos (alta razón dinámica) que enmascaran el efecto final de las entradas alóctonas. De hecho, encontramos una relación positiva pero no significativa, entre la razón Ac:Ar y la razón dinámica ($p < 0.05$) en nuestros embalses (Tabla 4). Si tenemos en cuenta que valores entre 4 y 10 de la razón C:N reflejan un origen planctónico, mientras valores superiores a 20 reflejan el predominio de materia orgánica alóctona (Meyers, 1994), la composición sestónica en los embalses estudiados debe ser resultado tanto de materiales planctónicos (El Gergal y Rules) como terrestres (Alhama y Beznar; Tabla 3). También se han observado relaciones inversas, no significativas, entre las concentraciones de PT en el agua y las razones C:N y N:P (Tabla 4). Además, encontramos una relación positiva, no significativa, entre las razones N:P y Ac:Ar (Tabla 4), debida, principalmente, a la extremadamente alta razón molar N:P que caracteriza al embalse de Alhama.

Tabla 4 | Ecuaciones de regresión entre algunas de las variables consideradas en este trabajo. (R^2 : coeficiente de determinación; p : probabilidad de significación; n : número de casos). Las letras en cursiva indican los ajustes obtenidos para datos tomados de la bibliografía en diferentes lagos.

Regresión	R^2	p	n
$DW = 28.4 - 0.12PT$	0.022	0.8	6
$DW = 1.59 + 0.005 PT^1$	<i>0.31</i>	<i>0.1</i>	29
$C:P = 312.9 - 2.21PT$	0.17	0.4	6
$C:P = 190.35 - 0.15 PT^1$	<i>0.046</i>	<i>0.55</i>	10
$C:N = 51.5 - 0.55PT$	0.34	0.4	4
$C:N = 40.7 - 0.02(Ac:Ar)$	0.14	0.6	4
$N:P = 362.5 - 5.13PT$	0.19	0.6	4
$N:P = -176 + 0.53(Ac:Ar)$	0.81	0.1	4
$POC = 715.15 + 3.79 PP$	0.12	0.57	6
$POC = 133.87 + 0.91 PP^2$	<i>0.29</i>	<i>0.06</i>	13
$R. \text{ dinámica} = 43.48 + 1.52 (Ac:Ar)$	0.46	0.14	6
$R. \text{ exportación} = 660.02 - 3.43 PP$	0.26	0.38	6
$R. \text{ exportación} = 45.88 - 0.016 PP^2$	<i>0.63</i>	<i>0.002</i>	12

¹Tartari y Biasci (1997) ²Baines y Pace (1994)

Razón de exportación y producción primaria

Actualmente se reconoce la existencia de una controversia sobre la relación existente entre la fracción de producción primaria planctónica que sedimenta desde la zona fótica (razón de exportación) y el estado trófico de las aguas continentales lénticas. Tradicionalmente, se acepta que las comunidades planctónicas de las aguas dulces retienen C menos eficientemente a medida que se hacen más productivas (Reynolds, 1984; Harris, 1986); pero desde los años 90 se ha observado que la parte de la producción primaria fitoplanctónica que se pierde por sedimentación parece disminuir ligeramente conforme aumenta la producción de los lagos (Baines y Pace, 1994). Por desgracia, no existen estudios similares que evalúen esta relación para el caso de los embalses.

En este trabajo se ha observado que la tasa de sedimentación de POC y la producción primaria, tanto de lagos (utilizando datos de la bibliografía) como de embalses, están positivamente relacionadas (Tabla 4). El valor de la pendiente de la regresión lineal así como de la ordenada en el origen es muy superior en los embalses que en los lagos, confirmando la importante contribución de la materia orgánica alóctona en el mantenimiento de las altas tasas de sedimentación de POC en estos sistemas.

Por último, la regresión lineal entre la razón de exportación y la producción primaria en los embalses estudiados, aunque no significativa, muestra que un incremento en el estado trófico conlleva a una disminución de la razón de exportación (Tabla 4). Este resultado es consistente con el ajuste realizado con los datos tomados de Baines y Pace (1994) en aguas continentales naturales, en donde la relación fue fuertemente significativa (Tabla 4). Estos resultados confirman la teoría de que en los sistemas oligotróficos las comunidades planctónicas son más eficientes en la retención de los nutrientes en la columna de agua que en los eutróficos. A pesar de la tendencia similar encontrada entre lagos y embalses, es importante destacar la existencia de valores de la razón de exportación muy superiores en los embalses. En especial, la existencia de valores de la razón de exportación superiores al 100% (como es el caso del embalse de Alhama), confirma la importante contribución del C alóctono al material sedimentario.

Podemos concluir que la tasa de sedimentación de DW en embalses mediterráneos está controlada esencialmente por los aportes externos (reflejados en la razón Ac:Ar) siendo posible predecir la variabilidad de la tasa de sedimentación de partículas en este tipo de sistemas sin necesidad de desarrollar modelos complejos. De acuerdo con ello, la gestión de los embalses para mitigar su colmatación debe considerar la gran influencia de las características de las cuencas de captación (por ejemplo, el uso del suelo) promoviendo la restauración de usos naturales (por ejemplo, bosques).

CONCLUSIONES

El valor medio de la tasa de sedimentación en los seis embalses estudiados osciló entre 6.6 y 66.6 g DW m⁻² d⁻¹. Si bien estos valores se encuentran dentro del rango medido en otros embalses del sur de España, son significativamente más elevados, y variables estacionalmente, que la mayoría de los lagos citados en la bibliografía. Sin lugar a dudas, el irregular régimen hidrológico que caracteriza a los embalses mediterráneos podría explicar claramente esta diferencia en los patrones de sedimentación y resuspensión entre sistemas naturales y artificiales.

En lo que se refiere a la relación de la tasa de sedimentación de partículas (DW) con la concentración de PT, la razón Ac:Ar (como una estima de la influencia de los aportes externos al sistema) y la razón dinámica (como una estima de la influencia de los aportes internos al sistema mediados por la resuspensión del sedimento), la mejor relación (positiva y significativa) se obtuvo entre DW y Ac:Ar, evidenciando la importante contribución de los aportes externos a la sedimentación de partículas en sistemas artificiales.

La estequiometría sestónica (C:P; C:N y N:P) mostró grandes diferencias con la relación de Redfield. De las razones estudiadas, se destaca la razón C:N en el material sestónico al poder usarse para determinar la posible contribución relativa del material autóctono (C:N bajas) y alóctono (C:N altas) en las aguas continentales. En esta línea, y a diferencia de lo esperado *a priori*, los resultados de este trabajo han mostrado que, aunque no significativamente, las razones C:N y Ac:Ar están inversamente relacionadas. Una explicación probable es que, en este estudio, los embalses con razones Ac:Ar altas (Alhama y El Gergal), es decir mayor influencia de los aportes externos, también están más afectados por los aportes internos (alta razón dinámica) que enmascaran el efecto final de las entradas alóctonas. Estos resultados ponen de manifiesto, nuevamente, la necesidad de realizar estudios similares que incluyan una amplia variedad de sistemas con objeto de mejorar este tipo de modelos de regresión lineal.

Finalmente, la razón de exportación y el estado trófico ha mostrado una relación inversa, aunque no significativa, indicando posiblemente que el plancton de los embalses menos eutrofizados es menos eficiente reteniendo nutrientes en la columna de agua.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al Departamento de Investigación y Medio Ambiente de la Empresa Municipal de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas de Sevilla (EMASESA, Sevilla) por la ayuda en el trabajo de campo en el embalse El Gergal. El apoyo financiero fue proporcionado por el Ministerio de Educación y Ciencia a través de varios Proyectos (CICYT HID 99-0836; CICYT REN2003-03038; CGL2005-04070/HID y CGL2008-06101/BOS), por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y por la Consejería de Obras Públicas y Transportes (Junta de Andalucía, España). Finalmente, los autores agradecen al Profesor Rafael Morales Baquero sus comentarios que han mejorado sustancialmente el trabajo.

REFERENCIAS

- Annandale, G.W. 2006. *Reservoir Sedimentation*. Wiley Online Library. <https://doi.org/10.1002/0470848944.hsa086>
- Annandale, G.W. 2013. *Quenching the Thirst: Sustainable Water Supply and Climate Change*, Create Space Independent Publishing Platform. ISBN: 1480265152,9781480265158.
- Baines, S.B., Pace, M.L. 1994. Relationships between suspended particulate matter and sinking flux along a trophic gradient and implications for the fate of planktonic primary production. *Canadian Journal of Aquatic Sciences*, 51, 25-36. <https://doi.org/10.1139/f94-005>
- Bloesch, J. 1999. Sedimentation and lake sediment formation. In: *The lakes handbook, 1*. (Reynolds CS, O'Sullivan P, ed). Oxford: Blackwell Science p. 197-229. <https://doi.org/10.1002/9780470999271.ch8>
- Bloesch, J., Burns, N.M. 1980. A critical review of sedimentation traps techniques. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 42, 15-55. <https://doi.org/10.1007/BF02502505>
- Bloesch, J., Uehlinger, U. 1986. Horizontal sedimentation differences in a eutrophic Swiss lake. *Limnology and Oceanography*, 31, 1094-1109. <https://doi.org/10.4319/lo.1986.31.5.1094>
- Cramer W, Guiot J, Fader M, Garrabou J, Gattuso JP, Iglesias A. 2018. Climate change and interconnected risks to sustainable development in the mediterranean. *Nature Climate Change*, 8, 972-980. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0299-2>
- 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. Implications of seston settling on phosphorus dynamics in three reservoirs of contrasting trophic state. *Fundamental and Applied Limnology*, 170, 263-272. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2008/0170-0263>
- de Vicente, I., Ortega-Retuerta, E., Romera, O., Morales-Baquero, R., Reche, I. 2009. Contribution of transparent exopolymer particles to carbon sinking flux in an oligotrophic reservoir. *Biogeochemistry*, 96, 13-23. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9342-8>
- Downing, J.A., Prairie, Y.T., Cole, J.J., Duarte, C.M., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., McDowell, W.H., Kortelainen, P., Caraco, N.F., Melack, J.M., Middelburg, J.J. 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 51, 2388-2397. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.5.2388>
- El Mabrouki, K., Moñino, A., Becerra, J., Molina, M.C., de Vicente, I., Moreno, E., Amores, V., Clavero, V., Cruz-Pizarro, L. 2001. Características limnológicas del Embalse de Alhama (Granada). *Actas del V Simposio sobre el agua en Andalucía*, 385-396.

- Gächter, R., Bloesch, J. 1985. Seasonal and vertical variation in the C:P ratio of suspended and settling seston of lakes. *Hydrobiologia*, 128, 193-200. <https://doi.org/10.1007/BF00006814>
- Gächter R, Mares A. 1985. Does settling seston release soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of lakes? *Limnology and Oceanography*, 30, 364-371. <https://doi.org/10.4319/lo.1985.30.2.0364>
- Gálvez, J.A., Niell, X. 1992. Sediment resuspension in a monomictic eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 235/236, 133-141. <https://doi.org/10.1007/BF00026206>
- Gálvez, J.A, Niell, X. 1993. Sedimentation and mineralization of seston in a eutrophic reservoir, with a tentative sedimentation model. In: *Comparative reservoir limnology and water quality management*: (Straskraba, M., Tundisi, J.G., Duncan, A., ed.) Dordrecht: Kluwer Academic p. 119-126. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1096-1_7
- 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., Lucena, J., Niell, X. 1998. Seasonal and vertical variations in C:P ratio in an eutrophic P limited reservoir (La Concepción, South Spain). *International Review of Hydrobiology*, 83, 303-306.
- 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>
- Ghassemi, F., White, I. 2007. *Inter-Basin Water Transfer: Case Studies from Australia, United States, Canada, China and India*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535697>
- Håkanson, L., Jansson, M. 1983. *Principles of lake sedimentology*. Springer Verlag, Berlin. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-69274-1>
- Harris, G.P. 1986. *Phytoplankton ecology*. Chapman and Hall, New York. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-4081-9>
- Hecky, R.E., Campbell, P., Hendzel, L.L. 1993. The stoichiometry of carbon, nitrogen and phosphorus in particulate matter of lakes and oceans. *Limnology and Oceanography*, 38, 709-724. <https://doi.org/10.4319/lo.1993.38.4.0709>
- Hochstädter, S. 2000. Seasonal changes of C:P ratios of seston, bacteria, phytoplankton and zooplankton in a deep, mesotrophic lake. *Freshwater Biology*, 44, 453-463. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00597.x>
- Imboden, D.M., Lerman, A. 1978. Chemical models of lakes. In: *Lakes: Chemistry, geology, physics*. (Lerman, A., ed.) Springer, Berlin, p. 341-356. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-1152-3_11
- Kaushal, S., Binford, M.W. 1999. Relationship between C:N ratios of lake sediments, organic matter sources and historical deforestation in Lake Pleasant, Massachusetts, USA. *Journal of Paleolimnology*, 22, 439-442. <https://doi.org/10.1023/A:1008027028029>
- Kusena, W., Chemura, A., Dube, T., Nicolau, M.D., Marambanyika, T. 2022. Land use and land cover change assessment in the Upper Runde sub-catchment, Zimbabwe and possible impacts on reservoir sedimentation. *Physics and Chemistry of the Earth*, 126, 103105. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2021.103105>
- León-Palmero, E., Reche, I., Morales-Baquero, R. 2019. Light attenuation in Southern Iberian Peninsula reservoirs. *Ingeniería del agua*, 23(1), 65-75. <https://doi.org/10.4995/ia.2019.10655>
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona.
- Meyers, P.A. 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chemical Geology*, 114, 289-302. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90059-0](https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90059-0)

- Morales-Baquero, R., Conde-Porcuna, J.M., Cruz-Pizarro, L. 1994. The zooplankton biomass and food availability in four reservoirs of contrasting trophic status. *Archiv für Hydrobiologie*, 40, 161-173.
- 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)
- Nagle, G.N., Fahey, T.J., Lassoie, J.P. 1999. Management of sedimentation in tropical watersheds. *Environmental Management*, 23, 441-452. <https://doi.org/10.1007/s002679900199>
- Nürnberg, G. 1996. Trophic State of Clear and Colored, Soft- and Hardwater Lakes with Special Consideration of Nutrients, Anoxia, Phytoplankton and Fish. *Lake and Reservoir Management*, 12, 432-447. <https://doi.org/10.1080/07438149609354283>
- 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. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 24, 1382-1385. <https://doi.org/10.1080/03680770.1989.11898986>
- Reche, I., Ortega-Retuerta, E., Romera, O., Pulido-Villena, E., Morales-Baquero, R., Casamayor, E.O. 2009. Effect of Saharan dust inputs on bacterial activity and community composition in Mediterranean lakes and reservoirs. *Limnology and Oceanography*, 54, 869-879. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.3.0869>
- Redfield, A.C. 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. In: *James Johnstone Memorial Volume*. Univ. Liverpool p. 176-192.
- Ren, S., Zhang, B., Wang, W.-J., Yuan, Y., Guo, Ch. 2021. Sedimentation and its response to management strategies of the Three Gorges Reservoir, Yangtze River, China. *Catena*, 199, 105096. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105096>
- Reynolds, C.S. 1984. *The ecology of the freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press; Cambridge
- Sáez, E., García-Ruiz, R., Lucena, J., Niell, X. 1994. Variaciones en la razón C:N:P del material sestónico recogido en trampas de sedimentación en el embalse de Charco redondo (Cádiz). *Limnetica*, 10, 109-114. <https://doi.org/10.23818/limn.10.13>
- StatSoft Inc. 1997. *Statistica for Windows (computer program manual)*. Tulsa, Oklahoma.
- 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
- Tezuka, Y. 1986. Does the seston of Lake Biwa release dissolved inorganic nitrogen and phosphorus during aerobic decomposition? Its implication for eutrophication. *Ecological Research*, 1, 293-302. <https://doi.org/10.1007/BF02348686>
- Toja, J. 1982. Control de la eutrofia en embalses por utilización selectiva de agua a distintas profundidades. *Revista de Obras Públicas*, 223-231.
- Toja, J. 1984. *Limnología de los embalses destinados al abastecimiento de agua a Sevilla*. CEDEX. M.O.P.U Madrid.;
- Toja, J., González Rull, J.A., Ramos, D. 1981. Evolución del embalse de El Gergal (Sevilla) en sus dos primeros años de vida. *Simposio sobre el agua en Andalucía I*, 167-180.
- Toja, J., González Rull, J.A., Ramos, D. 1983. Phytoplankton succession in Aracena, La Minilla and El Gergal reservoirs (Huelva-Sevilla, Spain). *Water Supply*, 1, 103-113.
- Toja, J., Basanta, A., Fernández Ales, R. 1992. Factors controlling algal biomass in the complex of water supply reservoirs of Sevilla (Spain). *Limnetica*, 8, 267-277. <https://doi.org/10.23818/limn.08.27>
- Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. Saunders WB Co, Philadelphia.
- Weyhenmeyer, G.A., Bloesch, J. 2001. The pattern of particle flux variability in Swedish and Swiss lakes. *Science of the Total Environment*, 266, 69-79. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00739-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00739-7)