



# Patrones de heterogeneidad espacial y temporal del medio físico y del fitoplancton en el Paraje Natural de la desembocadura del río Guadalhorce (Málaga)

J. J. Montes-Pérez<sup>1,\*</sup>, T. Conejo-Orosa<sup>1</sup>, J. Rodríguez<sup>1</sup>, V. Rodríguez<sup>1</sup>, E. Marañón<sup>2</sup>, E. Moreno-Ostos<sup>1</sup>

(1) Universidad de Málaga, Departamento de Ecología y Geología, Grupo de Ecología Marina y Limnología, Facultad de Ciencias. CEIMAR. Campus Universitario de Teatinos S/N. 29071, Málaga, España.

(2) Universidad de Vigo, Departamento de Ecología y Biología Animal, Facultad de Biología. Campus Universitario Lagoas-Marcosende. 36310. Vigo, España.

\* Autor de correspondencia: J. J. Montes-Pérez [jmontesp@uma.es]

> Recibido el 30 de junio de 2020 - Aceptado el 18 de noviembre de 2020

Montes-Pérez, J.J., Conejo-Orosa, T., Rodríguez, J., Rodríguez, V., Marañón, E., Moreno-Ostos, E. 2020. Patrones de heterogeneidad espacial y temporal del medio físico y del fitoplancton en el Paraje Natural de la desembocadura del río Guadalhorce (Málaga). *Ecosistemas* 29(3):2029. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2029>

La desembocadura del río Guadalhorce (Málaga, España) constituye un humedal costero de 67 ha de extensión, compuesto por ocho lagunas someras permanentes de muy diferentes características limnológicas. Por su importante biodiversidad, en 1989 la Junta de Andalucía lo declaró *Paraje Natural*, una figura de protección muy restrictiva para espacios naturales singulares con valores naturales excepcionales. La diversidad de hábitats derivada de la heterogeneidad limnológica de las lagunas puede resultar de gran interés para la gestión de este Paraje Natural. En este trabajo se estudia la heterogeneidad limnológica del sistema de lagunas con el objetivo de extraer el patrón de organización espacial y temporal del humedal e identificar los principales factores que lo determinan. Para ello, se aplicó un Análisis de Componentes Principales (ACP) sobre una base de datos limnológicos, físico-químicos y biológicos (estructura de abundancia-tamaño de fitoplancton) obtenidos durante dos años de muestreo (2015-2017) en seis lagunas del Paraje Natural. El ACP explicó el 54.7% de variabilidad de los datos con los dos primeros componentes principales. Los resultados obtenidos demuestran que existe un marcado patrón espacial en el humedal, que se organiza fundamentalmente en torno a los ejes de eutrofización e influencia marina. Además, las lagunas presentan una importante variabilidad estacional, marcada principalmente por la temperatura y la conductividad. La limnodiversidad del Paraje Natural de la Desembocadura del Guadalhorce constituye un importante valor ambiental, y debe ser considerada dentro de las políticas de conservación en el marco del cambio global.

**Palabras clave:** humedal costero; limnodiversidad; organización espacial; variabilidad estacional

Montes-Pérez, J.J., Conejo-Orosa, T., Rodríguez, J., Rodríguez, V., Marañón, E., Moreno-Ostos, E. 2020. Spatial and temporal patterns of physical environment and phytoplankton at *Paraje Natural* of the Guadalhorce River mouth (Málaga). *Ecosistemas* 29(3):2029. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2029>

The Guadalhorce River mouth (Málaga, Spain) constitutes a 67 ha coastal wetland formed by eight permanent ponds with diverse limnological and morphological features. As a consequence of its significance biodiversity, the Andalusian Government declared it as *Paraje Natural* in 1989, a very restrictive protection figure for sites with exceptional natural values. Habitat diversity resulting from limnological heterogeneity of the pond system could be of interest for *Paraje Natural* management. In this paper, we study limnological heterogeneity of the pond system in order to draw spatial and temporal patterns of the wetland and identify the main driving factors. We used Principal Components Analysis (PCA) to analyze limnological, physico-chemical and biological (size abundance spectra of phytoplankton), data collected throughout two sampling years at six ponds. Our results suggest that there exists a marked spatial pattern in the wetland, mainly organized around the axis of eutrophication and marine influence. In addition, the ponds show a pronounced seasonal variability, mainly defined by temperature and conductivity. Limnodiversity in the Guadalhorce river mouth wetland is a key natural value, and it should be considered in the design of conservation strategies in the framework of global change.

**Key words:** coastal wetland; limnodiversity; seasonal variability; spatial heterogeneity

## Introducción

El humedal costero de la desembocadura del río Guadalhorce se sitúa al oeste de la ciudad de Málaga, en el sector costero del acuífero aluvial del río Guadalhorce, confinado entre los dos brazos que forma el río en su desembocadura y el mar de Alborán (Fig. 1). Constituye un complejo lagunar de 67 ha de superficie y ocho masas de agua someras, de muy variadas características morfológicas.

Todas las lagunas del humedal comparten el mismo origen antrópico, asociado a actividades pretéritas de extracción de áridos

para la construcción en la segunda mitad del siglo pasado. Tras años de explotación como gravera, este espacio fue sometido a una intensa rehabilitación hidrológica y ecológica. A finales del siglo XX se llevaron a cabo tanto actuaciones de restauración de la vegetación como trabajos de remodelación topográfica para reducir el número de depresiones excavadas y adecuar la morfología de las cubetas (Moreira et al. 2005).

Las lagunas de este humedal son de carácter permanente como consecuencia de la infiltración de agua del río Guadalhorce, el flujo de aguas subterráneas de los acuíferos subyacentes y la

intrusión marina (Nieto-López et al. 2020). Las variaciones en el nivel de la lámina de agua en las lagunas oscilan entre 50 y 60 cm al año, y se relacionan con la influencia de las mareas en el acuífero costero, la precipitación directa sobre las lagunas, y la evaporación (Nieto-López et al. 2020). La salinidad en el complejo lagunar es elevada, alcanzando valores que superan los 150 mS/cm (Montes-Pérez et al. 2020; Nieto-López et al. 2020), debido a la intrusión marina en el acuífero aluvial, a las escasas entradas de agua dulce a las lagunas y a la evaporación.

El interés ecológico de este humedal es muy alto, tanto por sus características hidrológicas como por la flora y fauna presentes, constituyendo un excelente hábitat para las aves acuáticas, ya sea como lugar de residencia, descanso, invernada o cría, habiéndose descrito la presencia de 260 especies entre residentes y temporales (Conejo-Orosa y Moreno-Ostos 2018). En consecuencia, en 1989 fue declarado Paraje Natural por la Junta de Andalucía (Ley 2/1989, CC.AA. de Andalucía 1989), integrándose en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) con una figura de protección muy restrictiva para espacios con valores ambientales excepcionales.

En otros estudios, llevados a cabo en el Paraje Natural de la Desembocadura del Guadalhorce, se ha descrito la estructura de la comunidad de fitoplancton (Montes-Pérez et al. 2020) y, también, se ha puesto de manifiesto el efecto de las modificaciones hidrológicas sobre la vegetación y la avifauna (Nieto-López et al. 2020). Sin embargo, aún no se disponen de estudios que relacionen la comunidad de fitoplancton con la heterogeneidad espacial y temporal en este sistema lagunar.

El objetivo de este trabajo es analizar la variabilidad espacial y temporal de las principales características físico-químicas y de la estructura de abundancias-tamaños del fitoplancton en las lagunas que constituyen el Paraje Natural. La hipótesis de partida es que la marcada heterogeneidad del medio físico debe resultar en una notable variabilidad en la estructura de abundancias-tamaños del fitoplancton de sus lagunas.

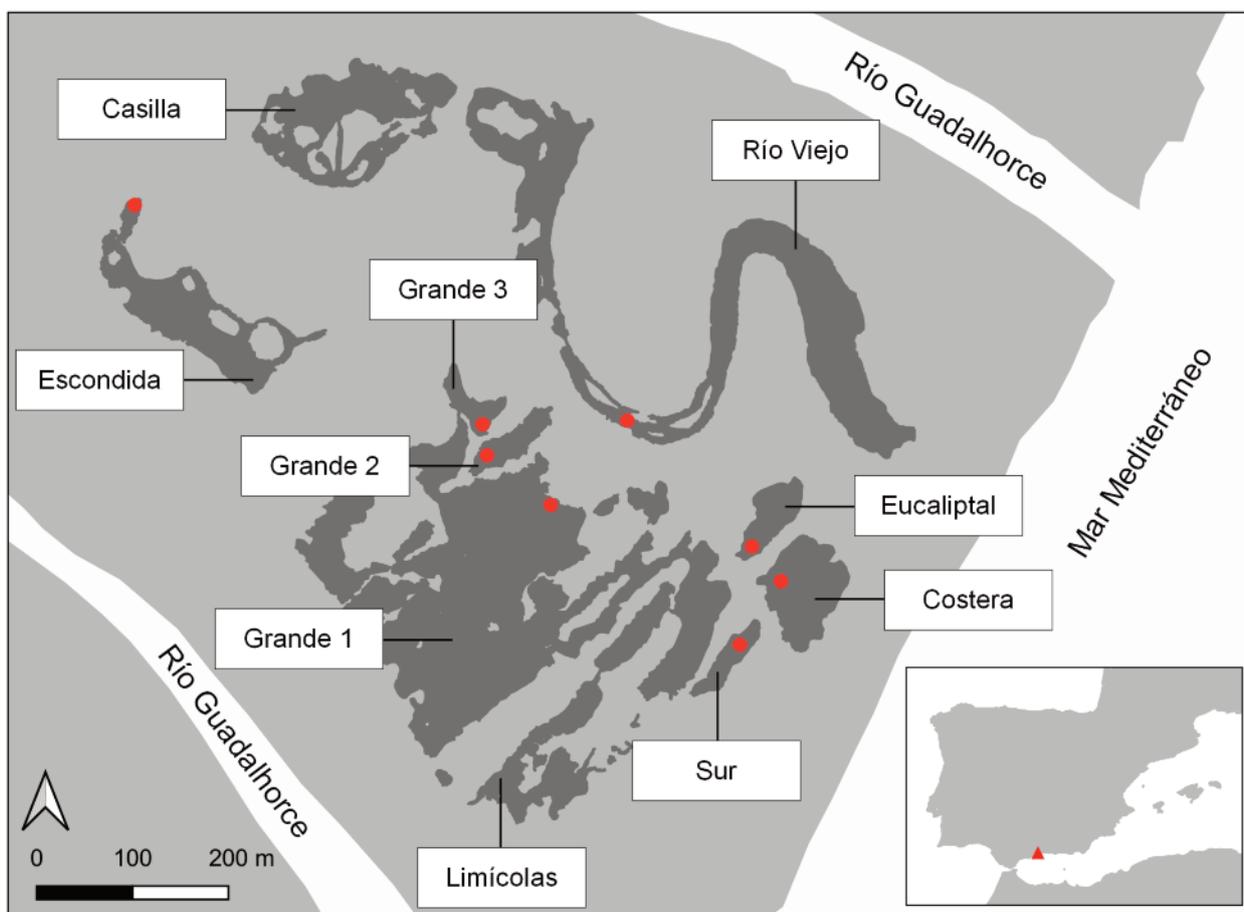
## Material y métodos

### Área de estudio

En el presente trabajo se estudiaron 6 de las 8 lagunas presentes en el Paraje Natural de la Desembocadura del Guadalhorce. Se seleccionaron 6 lagunas en torno a un eje marino-terrestre: Costera, Sur, Eucaliptal, Grande, Río Viejo y Escondida. La laguna Grande cuenta con tres cuerpos de agua, denominados en este estudio como Grande 1, Grande 2 y Grande 3, que permanecen aislados y formando masas de agua independientes durante largos periodos (Fig. 1), salvo eventos excepcionales de gran aumento del nivel del agua. Por lo tanto, estos dos cuerpos de agua fueron tomados como lagunas independientes en el estudio. El número total de cuerpos de agua estudiados fue de ocho. El área media de las lagunas oscila entre los 0.13 ha de Sur y las 5 ha de Grande 1.

### Muestreo de campo

Durante los años 2015 y 2017 se llevaron a cabo un total de 11 campañas de muestreo en ocho lagunas del Paraje Natural (Fig. 1), con frecuencia bimensual y cubriendo todas las estaciones del año.



**Figura 1.** Localización del humedal costero del Paraje Natural de la Desembocadura del Guadalhorce en la península ibérica y las lagunas que componen el humedal. Los puntos rojos indican el lugar donde se muestrearon las lagunas en este estudio. Fuente: Geoportal web del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA).

**Figure 1.** Location of Guadalhorce river mouth coastal wetland in the Iberian Peninsula (Málaga, South Spain), and ponds present in this wetland. Red point show sampling point of studied ponds. Source: Web geoportal Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA).

Por cada laguna, y en cada campaña de muestreo, se tomó una muestra de agua para el análisis de fitoplancton, pigmentos y concentración de nutrientes desde estaciones de muestreo litorales a 1-2 metros de distancia de las orillas, con especial precaución de no contactar con el sedimento. La temperatura, conductividad eléctrica, turbidez y pH fueron registradas *in situ* usando una sonda multiparamétrica Hanna Instruments HI9829. Todos los muestreos se realizaron en la misma franja horaria, entre las 10:00 y las 12:00 horas.

### Análisis de laboratorio

Por cada muestra de agua se filtraron 50 ml a través de filtros GF/C para determinar las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos (nitrato, nitrito, amonio, fosfato y silicato) y pigmentos (clorofila *a* y feopigmentos). La concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) se obtuvo a partir de la suma de las concentraciones de nitrato, nitrito y amonio. La concentración de nutrientes inorgánicos disueltos se determinó en los servicios científico-técnicos de la Universidad de Oviedo mediante un autoanalizador Skalar San+.

Los pigmentos retenidos en los filtros se extrajeron en acetona 90% y su concentración fue medida en un fluorómetro Turner Design siguiendo a [Smith et al. \(1981\)](#). En el caso de los feopigmentos, el extracto acetónico fue acidificado usando HCl 10% antes del análisis fluorométrico.

El fitoplancton se estudió a través de la estructura de abundancia y tamaño, un enfoque ataxonómico de gran relevancia en el estudio de comunidades planctónicas ([Rodríguez y Mullin 1986](#); [Rodríguez y Li 1994](#)), con implicaciones ecofisiológicas ([Marañón 2015](#)) y relacionado con el medio físico ([Rodríguez et al. 2001](#)). El tamaño y la abundancia de las células fitoplanctónicas <20 µm de *Diámetro Esférico Equivalente* (DEE) fueron medidos inmediatamente después de cada muestreo, a partir de muestras sin fijar, utilizando un citómetro de flujo Becton Dickinson Accury.

En el caso de las células >20 µm DEE, la abundancia y el tamaño se estimaron sobre muestras de agua de 250 ml fijadas con solución de lugol 1%, y sedimentadas siguiendo el método de Utermöhl ([Lund et al. 1958](#)). Las células (y colonias) fitoplanctónicas fueron contadas y medidas (largo y ancho) utilizando un microscopio invertido Leica DMIL. Se midieron al menos 100 células/colonias para cada una de las formas geométricas generales presentes en las muestras ([Hillebrand et al. 1999](#)). Los volúmenes celulares se calcularon a partir de los datos morfológicos obtenidos.

Para cada muestra estudiada se construyó un espectro de abundancias-tamaños (EAT) de fitoplancton, combinando para ello las distribuciones de abundancias-tamaños celulares obtenidas mediante citometría de flujo y análisis microscópico de la imagen siguiendo el procedimiento descrito en [Montes-Pérez et al. \(2020\)](#). Los organismos fueron agrupados en clases de tamaño establecidas en base a una escala de octavas (log2), posteriormente se analizó la relación entre abundancia (N), células/mL, y tamaño (V), µm<sup>3</sup>, mediante ajuste lineal previa transformación logarítmica de las variables ([ec. 1](#)).

$$\log_{10} N = a - b \cdot \log_{10} V \quad (\text{ec. 1})$$

Del ajuste lineal sobre el EAT se obtuvieron dos variables biológicas relacionadas con la estructura de tamaños del fitoplancton e incluidas en el posterior análisis:

1. *Pendiente del espectro*: valor de la pendiente (*b*) del modelo lineal que relaciona la abundancia numérica de células con el volumen celular y es un indicador general de la proporción de biovolúmenes entre clases de tamaño consecutivas ([Moreno-Ostos et al. 2015](#)).
2. *Punto de corte*: valor del punto de corte (*a*) del modelo lineal con el eje de ordenadas, relacionado con el biovolumen fitoplanctónico total ([Moreno-Ostos et al. 2015](#)).

Además, también a partir de los EAT se calculó el biovolumen correspondiente a las categorías de tamaño propuestas por [Sieburth et al. \(1978\)](#): picofitoplancton (0.2–2 µm DEE), nanofitoplancton

(2–20 µm DEE) y microfitoplancton (20–200 µm DEE). Para calcular en biovolumen en cada categoría se sumó el biovolumen presente en todas las clases de tamaño dentro del rango de cada categoría. Como ejemplo, el biovolumen de nanofitoplancton se calculó usando la siguiente expresión ([ec. 2](#)):

$$Bv_{\text{nanofitoplancton}} = \sum_{i=2\mu\text{mDEE}}^{i=20\mu\text{mDEE}} (N_i \cdot V_i) \quad (\text{ec. 2})$$

Donde,  $N_i$  y  $V_i$  son la abundancia y el volumen nominal, respectivamente, de una determinada clase de tamaño (*i*).

### Análisis estadístico

Para detectar la estructura espacial y temporal del humedal se aplicó un Análisis de Componentes Principales (ACP), usando los valores de cada variable medida en cada muestreo y en cada laguna. Para reducir el efecto de las distintas unidades de medida, los valores de cada variable fueron escalados para obtener una varianza unitaria (media = 0, desviación estándar = 1). El ACP fue realizado usando el paquete de R FactoMineR ([Le et al. 2008](#)). El ACP se realizó sobre un total de 88 muestras.

### Resultados y discusión

Los datos limnológicos promedio anuales registrados en este estudio ([Tablas 1 y 2](#)) sugieren que el humedal costero de la desembocadura del río Guadalhorce está organizado en torno a un marcado gradiente tierra-mar, siguiendo un patrón frecuente en ecosistemas acuáticos de transición ([Wollast y De Broeu 1971](#); [Bell 1994](#); [Cloern et al. 2017](#)).

Atendiendo a la conductividad eléctrica, los mayores valores (128.7 mS/cm) se registraron en la laguna más próxima al mar (Costera), mientras que los mínimos (16.7 mS/cm) correspondieron a la laguna de mayor influencia continental (Escondida).

Aunque no existen diferencias significativas en la temperatura del agua entre las lagunas estudiadas (kruskal-Wallis  $\chi^2 = 4.15$ ,  $p$ -valor = 0.76,  $df = 7$ ), sí que se detectó una fuerte variación estacional, con mínimas temperaturas de 10°C en los meses invernales y máximas de 30°C en verano.

El gradiente espacial tierra-mar también se manifestó en la concentración de nutrientes disueltos. Los mayores valores medios anuales de DIN se registraron en las lagunas más litorales (379.4 µM, Costera) y los mínimos se encontraron en la laguna más interior (1.2 µM, Escondida). El amonio fue el nutriente más abundante en todo el humedal, constituyendo el 90% del DIN en las lagunas próximas al mar y el 70% en las lagunas interiores. El fosfato no mostró un patrón espacial aparente, y sus valores promedio anuales oscilaron entre los 0.79 µM de Escondida y los 2.71 µM de Grande 3. Los valores de concentración de nutrientes disueltos encontrados son característicos de lagunas eutrofizadas ([Montes-Pérez et al. 2020](#)).

Los EAT de fitoplancton característicos de este humedal ([Fig. 2](#)) se describen detalladamente en [Montes-Pérez et al. \(2020\)](#). En todas las lagunas del humedal estos EAT fueron continuos y cubrieron un rango de tamaños que se extiende desde 0.6 a 125 µm DEE (1-10<sup>6</sup> µm<sup>3</sup>). Según [Gaedke et al. \(2004\)](#) esta continuidad es característica de una red trófica planctónica fuertemente desarrollada en la que todos los nichos potenciales están cubiertos. Además, los EAT mostraron un aumento de biovolumen en la región correspondiente al nanoplancton que separa ligeramente el modelo de la linealidad. Esto es típico de ecosistemas frecuentemente perturbados, como lagunas costeras ([Quintana et al. 2002](#); [Thomas et al. 2005](#); [Sousa et al. 2007](#)) y lagos someros eutróficos ([García et al. 1995](#); [Cózar et al. 2003](#); [Gaedke et al. 2004](#)). La pendiente media de los EAT fue de -0.7, como corresponde con ecosistemas acuáticos ricos en nutrientes y productivos ([Rojo y Rodríguez 1994](#); [Huete-Ortega et al. 2014](#)).

**Tabla 1.** Valores promedio  $\pm$  desviación estándar ( $n = 11$ ) de las variables físico-químicas registradas durante todo el periodo de estudio.  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , Si, temperatura, turbidez, Conductividad.

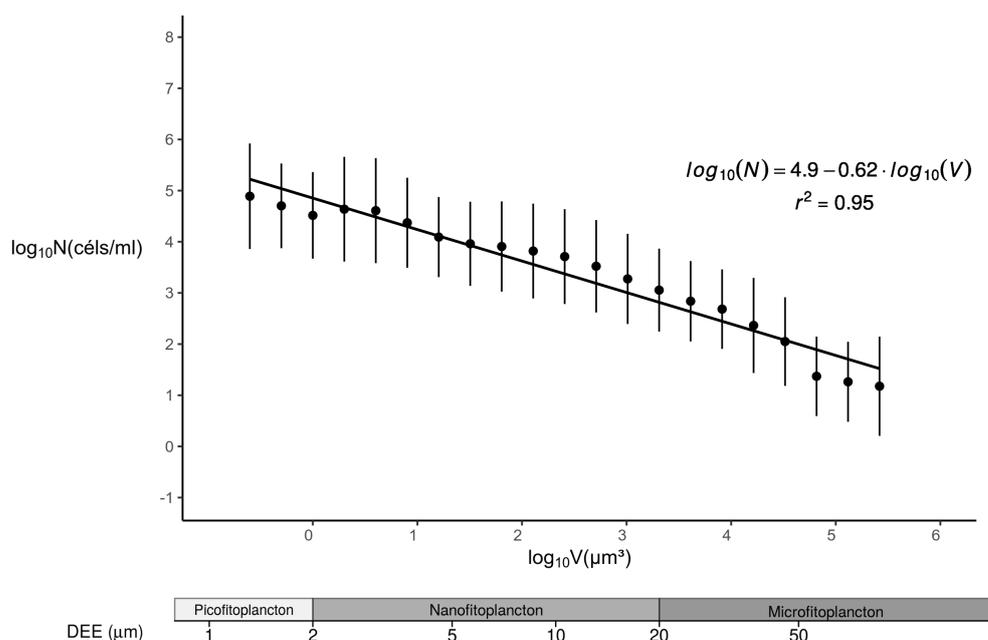
**Table 1.** Mean values  $\pm$  standard deviation ( $n = 11$ ) of the physical-chemical variables recorded in this study:  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , Si, temperature, turbidity and conductivity.

Laguna	$\text{NO}_3^-$ ( $\mu\text{M}$ )	$\text{NO}_2^-$ ( $\mu\text{M}$ )	$\text{NH}_4^+$ ( $\mu\text{M}$ )	$\text{PO}_4^{3-}$ ( $\mu\text{M}$ )	Si ( $\mu\text{M}$ )	Temperatura ( $^\circ\text{C}$ )	Turbidez (FNU)	Conductividad (mS/cm)	pH
Costera	$10.6 \pm 25.1$	$3.1 \pm 2.7$	$138.7 \pm 103.9$	$1.6 \pm 1.2$	$52.3 \pm 29.5$	$17.6 \pm 6.7$	$5.3 \pm 3.4$	$128.7 \pm 30.6$	$7.7 \pm 0.4$
Sur	$1.3 \pm 1.1$	$0.4 \pm 0.2$	$37.4 \pm 60.9$	$1 \pm 0.6$	$75.5 \pm 41.2$	$16.4 \pm 6.4$	$26 \pm 33.4$	$98.7 \pm 40.5$	$8.1 \pm 0.4$
Eucaliptal	$4.2 \pm 7.8$	$1.4 \pm 1.5$	$30.2 \pm 44.6$	$1.1 \pm 1$	$115.6 \pm 62.4$	$18.1 \pm 6.4$	$5.6 \pm 5.8$	$94.1 \pm 16.5$	$8 \pm 0.2$
Grande 1	$1 \pm 1$	$1.2 \pm 2.7$	$31 \pm 74.3$	$2.1 \pm 2.3$	$131.6 \pm 68.9$	$17.1 \pm 6.2$	$80.7 \pm 86.7$	$89.2 \pm 25.2$	$8.4 \pm 0.4$
RioViejo	$0.7 \pm 0.4$	$0.4 \pm 0.3$	$7.9 \pm 9.8$	$1.1 \pm 0.7$	$93.8 \pm 62.9$	$19.1 \pm 6$	$23.7 \pm 14.4$	$92.8 \pm 40.7$	$8.1 \pm 0.4$
Grande 2	$1.3 \pm 1.5$	$0.3 \pm 0.3$	$12.2 \pm 21$	$1 \pm 0.7$	$151 \pm 93.5$	$18.6 \pm 6.5$	$27 \pm 36.8$	$87.4 \pm 23.4$	$8.2 \pm 0.3$
Grande 3	$1.7 \pm 3$	$1.3 \pm 3$	$36.6 \pm 93.1$	$2.7 \pm 4.4$	$91.8 \pm 48.6$	$18.1 \pm 6.5$	$21 \pm 14.2$	$73.4 \pm 15.2$	$8.4 \pm 0.4$
Escondida	$1 \pm 0.6$	$0.3 \pm 0.4$	$2.8 \pm 3.5$	$0.8 \pm 0.5$	$277.3 \pm 72.8$	$19 \pm 5.9$	$14.6 \pm 9.8$	$16.7 \pm 1$	$7.9 \pm 0.2$

**Tabla 2.** Valores promedio  $\pm$  desviación ( $n=11$ ) estándar de las variables biológicas registradas durante todo el periodo de estudio: biovolumen de picofitoplancton (Pico), nanofitoplancton (Nano) y microfitoplancton (Micro), clorofila a (Cl-a), feopigmentos y los parámetros pendiente e intersección de los EAT ajustados para cada laguna y muestreo.

**Table 2.** Mean values  $\pm$  standard deviation ( $n=11$ ) of the biological variables recorded in this study: biovolume of picophytoplankton (Pico), nanophytoplankton (Nano) and microphytoplankton (Micro), chlorophyll a (Cl-a), pheopigments and size-abundance spectra parameters slope and interception fitted for each lagoon and sampling date.

Laguna	Pico- ( $\mu\text{m}^3$ )	Nano- ( $\mu\text{m}^3$ )	Micro- ( $\mu\text{m}^3$ )	Cl-a ( $\mu\text{g/L}$ )	Feopigmentos ( $\mu\text{g/L}$ )	Pendiente	Intersección
Costera	$39 \pm 40$	$9\text{e}+06 \pm 1.4\text{e}+07$	$2.5\text{e}+03 \pm 3.1\text{e}+03$	$1.3 \pm 1.3$	$2.4 \pm 1.5$	$-0.4 \pm 0.2$	$3.7 \pm 0.6$
Sur	$1.1\text{e}+03 \pm 1.9\text{e}+03$	$2.7\text{e}+07 \pm 3.3\text{e}+07$	$1.9\text{e}+04 \pm 2\text{e}+04$	$24.4 \pm 33.5$	$18.9 \pm 27.4$	$-0.4 \pm 0.2$	$4.4 \pm 0.8$
Eucaliptal	$1.2\text{e}+03 \pm 1.5\text{e}+03$	$5.3\text{e}+07 \pm 1.2\text{e}+08$	$6.4\text{e}+03 \pm 1.2\text{e}+04$	$10.5 \pm 9.5$	$11.4 \pm 10.9$	$-0.7 \pm 0.3$	$4.8 \pm 0.7$
Grande 1	$7\text{e}+03 \pm 1.2\text{e}+04$	$1.5\text{e}+08 \pm 1.7\text{e}+08$	$7\text{e}+04 \pm 8.4\text{e}+04$	$55.3 \pm 27.1$	$58.4 \pm 41.1$	$-0.5 \pm 0.3$	$5.3 \pm 0.8$
RioViejo	$3.6\text{e}+03 \pm 7\text{e}+03$	$4\text{e}+07 \pm 3.7\text{e}+07$	$2.7\text{e}+04 \pm 2.1\text{e}+04$	$46 \pm 33.2$	$32.8 \pm 25.5$	$-0.6 \pm 0.2$	$5.1 \pm 0.5$
Grande 2	$7.9\text{e}+03 \pm 1.6\text{e}+04$	$4\text{e}+07 \pm 3\text{e}+07$	$1.9\text{e}+04 \pm 1.9\text{e}+04$	$24.3 \pm 20.9$	$32.1 \pm 40$	$-0.6 \pm 0.4$	$5 \pm 0.8$
Grande 3	$410 \pm 400$	$9.8\text{e}+07 \pm 1.2\text{e}+08$	$8.6\text{e}+04 \pm 1.3\text{e}+05$	$69.4 \pm 47.8$	$43 \pm 21.3$	$-0.4 \pm 0.2$	$4.7 \pm 0.5$
Escondida	$880 \pm 890$	$1.7\text{e}+08 \pm 1.9\text{e}+08$	$3.5\text{e}+04 \pm 2.7\text{e}+04$	$68.4 \pm 45.8$	$26.5 \pm 12.9$	$-0.4 \pm 0.3$	$5 \pm 0.5$



**Figura 2.** Espectro de abundancia-tamaño característico de la comunidad de fitoplancton de las lagunas estudiadas. Los puntos representan el valor medio para cada clase de tamaño y las líneas verticales la desviación estándar. La ecuación representa el ajuste lineal y  $r^2$  el coeficiente de determinación. El segundo eje x muestra el tamaño celular expresado como diámetro esférico equivalente (DEE).

**Figure 2.** Average phytoplankton size-abundance spectrum in the studied ponds. Points show mean value for each size class and vertical lines standard deviation. The equation represents the linear adjustment and  $r^2$  the coefficient of determination. The second x-axis shows the cell size expressed as spherical diameter equivalent (DEE).

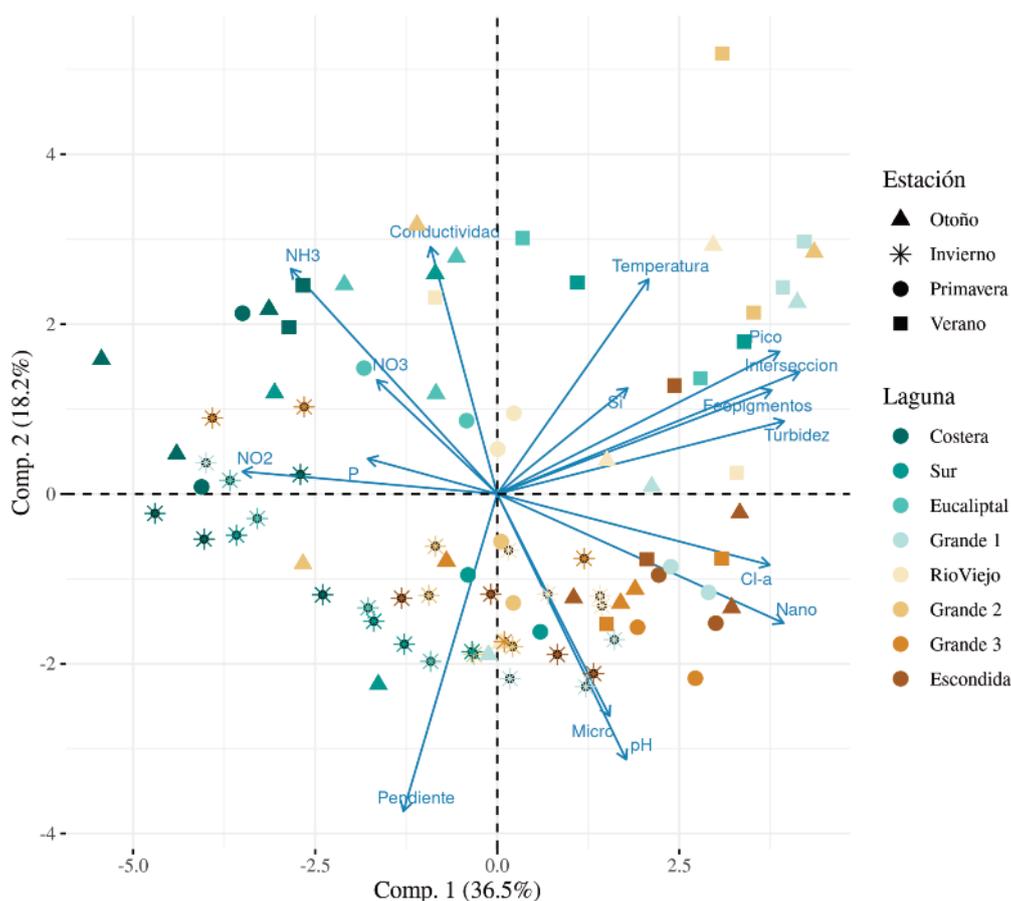
El biovolumen fitoplanctónico promedio anual fraccionado por clases de tamaño fue máximo para el nanoplancton, seguido del microplancton. El picoplancton mostró en todas las lagunas el mínimo biovolumen, y contribuyó en menos del 5% al biovolumen fitoplanctónico total (Montes-Pérez et al. 2020). La dominancia del nanoplancton ha sido previamente observada en ecosistemas ricos en nutrientes, como estuarios y lagunas costeras eutróficas (Gobler et al. 2002), especialmente si son ricas en amonio ya que el nanoplancton parece ser especialmente hábil en el uso de formas reducidas de nitrógeno como nutriente (Bec et al. 2011). En este mismo sentido, Marañón et al. (2013) demostraron que de entre todas las clases de tamaño de fitoplancton, el nanoplancton muestra las mayores tasas de crecimiento en cultivos ricos en nutrientes. Esta tasa cae bruscamente a medida que crece o decrece el tamaño celular, por lo que el nanoplancton dominaría en los ambientes productivos gracias a su capacidad para explotar pulsos en la disponibilidad de nutrientes (Marañón et al. 2013), jugando un importante papel de control de las redes tróficas y de los ciclos biogeoquímicos.

El ACP de todas las variables limnológicas medidas en este estudio sugiere que las lagunas estudiadas se pueden ordenar en torno a los dos primeros componentes principales, que explicaron el 55% de la varianza total acumulada (Fig. 3, Tabla 3).

El primer componente principal explicó un 36.5 % de la varianza total acumulada, y se correlacionó positivamente con la abundancia de fitoplancton (biovolumen fitoplanctónico total, biovolumen de picoplancton, nanoplancton y microplancton, concentraciones de clorofila *a* y feopigmentos y turbidez del agua), con el pH, y con el parámetro *intersección* del EAT, y negativamente con la concentración de nutrientes disueltos (nitrato, nitrito, amonio y fosfato). Además, el componente principal se correlacionó negativamente con la conductividad eléctrica del agua (indicador de influencia marina)

y positivamente con la concentración de silicato (indicador de continentalidad). Este componente puede interpretarse como una medida del gradiente tierra-mar y del estado trófico de las lagunas, que es mayor en aquellas masas de agua de mayor influencia continental y menor en las más próximas al mar (Fig. 3a).

El segundo componente principal explicó el 18.2% de la varianza total acumulada, y se correlacionó positivamente con la conductividad eléctrica, la temperatura, la turbidez y la concentración de nutrientes (especialmente de amonio), y negativamente con el pH. Este componente principal recogería la variabilidad estacional del humedal. Así, durante los meses más cálidos y con escasas (o nulas) precipitaciones las lagunas mostrarían una mayor temperatura y un aumento de la salinidad debido a la alta evaporación. El incremento de temperatura y salinidad afectaría negativamente a las fracciones fitoplanctónicas de nanoplancton y microplancton. Consecuentemente, los valores de concentración de clorofila *a* y de pH se verían reducidos, y las concentraciones de nutrientes disueltos y feopigmentos serían mayores. Por el contrario, estas condiciones se relacionan positivamente con una comunidad fitoplanctónica más rica en picoplancton y caracterizada por pendientes de EAT más pronunciadas (Fig. 3b). De esta forma, aunque nanoplancton y microplancton constituyen las fracciones dominantes en la comunidad fitoplanctónica característica de estas lagunas durante la mayor parte del año (Montes-Pérez et al. 2020), durante los meses estivales este patrón cambia hacia la dominancia del picoplancton. En este sentido, Guerrero y Castro (1997) sugieren que el incremento de salinidad es un factor de estrés que afecta especialmente a las fracciones de fitoplancton de mayor tamaño. Además, estudios previos han puesto de manifiesto la dominancia del picofitoplancton en comunidades fitoplanctónicas de ecosistemas con salinidades similares a las registradas en las lagunas del Guadalhorce durante el verano (Guerrero y Castro 1997; Schapira et al. 2010; Somogyi et al. 2014).



**Figura 3.** Gráfico biplot entre los dos primeros componentes principales en el humedal costero de la desembocadura del río Guadalhorce.

**Figure 3.** Bivariate plots between the first two principal components of the Guadalhorce river mouth coastal wetland.

**Tabla 3.** Valor propio, porcentaje de la varianza y porcentaje acumulado de la varianza de los componentes principales 1 y 2. Correlación entre las variables analizadas y los componentes principales 1 y 2. Biovolumen de picofitoplancton (Pico), nanofitoplancton (Nano) y microfitoplancton (Micro) y clorofila a (Cl-a).

**Table 3.** Eigenvalue, variance percentage and cumulative percentage of variance of principal components 1 and 2. Correlation between variables and principal components 1 and 2. Biovolume of picophytoplankton (Pico), nanophytoplankton (Nano) and microphytoplankton (Micro) and chlorophyll a (Cl-a).

	Componente 1	Componente 2
Valor propio	5.84	2.91
Porcentaje varianza	36.52	18.16
Porcentaje acumulado de varianza	36.52	54.68
NO3-	-0.35	0.28
NO2-	-0.73	0.06
NH4+	-0.59	0.56
PO43-	-0.37	0.09
Si	0.37	0.26
Pico-	0.81	0.35
Nano-	0.82	-0.32
Micro-	0.32	-0.55
Temperatura	0.44	0.53
Turbidez	0.83	0.18
Conductividad	-0.19	0.61
Cl-a	0.78	-0.18
Feopigmentos	0.79	0.26
pH	0.37	-0.66
Pendiente	-0.27	-0.78
Intersección	0.87	0.30

Como patrón general, las lagunas del Paraje Natural de la desembocadura del Guadalhorce pueden ser clasificadas en tres tipos principales. El primer tipo está únicamente representado por la laguna más alejada del mar (Escondida). Se trata de un tipo lagunar eutrófico y de influencia continental, caracterizada por los mayores valores de biovolumen fitoplanctónico, concentración de pigmentos, turbidez del agua, pH y concentración de silicato, así como por los menores valores de concentración de nutrientes disueltos, conductividad eléctrica y temperatura del agua.

El segundo tipo estaría constituido por las lagunas más próximas al mar (Costera, Sur y Eucaliptal). Son lagunas salinas, poco productivas, y que muestran los menores valores silicato, de biovolumen de fitoplancton y de concentración de pigmentos, las aguas más salinas y cálidas, los mayores valores de concentración de nutrientes disueltos, y los valores más bajos de pH. Estudios previos ha puesto de manifiesto que las lagunas de este grupo son también las más ricas en materia orgánica. En este contexto, Conejo-Orosa y Moreno-Ostos (2018) observaron que las aves acuáticas que se alimentan en otros ecosistemas toman las lagunas más litorales de la desembocadura del Guadalhorce como zona de descanso, aportando a través del guano importantes cargas de nutrientes (especialmente nitrogenados) y materia orgánica alóctona. Además, un estudio reciente sobre la composición del sedimento en 5 lagunas del Paraje Natural (Gutiérrez 2017) reveló que los mayores valores de materia orgánica en la interfase sedimento-agua se encontraban precisamente en las lagunas más próximas al mar.

Por último, puede distinguirse un tercer grupo más diverso de lagunas, con características mixtas entre los otros dos tipos (Grande 1, Grande 2, Grande 3 y Río Viejo), en las que resulta muy frecuente la variabilidad en las condiciones limnológicas.

Como conclusión, el medio físico del humedal costero de la desembocadura del río Guadalhorce se caracteriza por una marcada heterogeneidad espacial y temporal, que induce variabilidad en la estructura de abundancias-tamaños del fitoplancton de sus lagunas. La conservación de esta limnodiversidad debería constituir un objetivo prioritario para la gestión del Paraje Natural, especialmente en el actual contexto de cambio global, que puede promover la simplificación de los humedales costeros a partir de cambios hidrológicos (reducción de la superficie inundada, intrusión marina), físico-químicos (salinización, contaminación), biogeoquímicos (eutrofización, heterotrofización) y biológicos (invasiones biológicas, pérdidas de biodiversidad).

## Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España a través del Proyecto CTM2014-53582-R. Todos los muestreos fueron realizados con permiso de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, institución que además facilitó ayuda y asesoramiento durante los trabajos de campo.

## Referencias

- Bec, B., Collos, Y., Souchu, P., Vaquer, A., Lautier, J., Fiandrino, A. Beanu, L., Orsoni, V., Laugier, T. 2011. Distribution of picophytoplankton and nanophytoplankton along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons. *Aquatic Microbial Ecology* 63: 29–45.
- Bell, R.G. 1994. Behaviour of dissolved silica, and estuarine/coastal mixing and exchange processes at Tairua Harbour, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 28(1), 55–68.
- Cloern, J.E., Jassby, A.D., Schraga T.S., Nejad, E., Martin, C. 2017. Ecosystem variability along the estuarine salinity gradient: Examples from long-term study of San Francisco Bay. *Limnology and Oceanography* 62: S272-S291.
- Conejo-Orosa, T., Moreno-Ostos, E. 2018. Estimación de cargas de nutrientes por aves acuáticas en las lagunas costera del paraje natural de la Desembocadura del Guadalhorce (Málaga). En: Moreno-Andrés, J., Bolado-Penagos, M., Sánchez-García, F., Jerez-Cepa, I., Simón-Díaz, M., Pérez-Miguel, M., et al. (eds.), *Libro de resúmenes del I Congreso de Jóvenes Investigadores del Mar, (del 3 al 5 de octubre del 2018, Cádiz)*, pp. 335–337. Universidad de Cádiz. Cádiz, España.
- Cózar, A., García C.M., Gálvez, J.A. 2003. Analysis of plankton size spectra irregularities in two subtropical shallow lakes (Esteros del Iberá, Argentina). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 411–420.
- Gaedke, U., Seifried, A., Adrian, R. 2004. Biomass Size Spectra and Plankton Diversity in a Shallow Eutrophic Lake. *International Review of Hydrobiology* 89: 1–20.
- García, C.M., Echevarría, F., Niell, F.X. 1995. Size structure of plankton in a temporary, saline inland lake. *Journal of Plankton Research* 17: 1803–1817.
- Gobler, C.J., Renaghan, M.J., Buck, N.J. 2002. Impacts of nutrients and grazing mortality on the abundance of *Aureococcus anophagefferens* during a New York brown tide bloom. *Limnology and Oceanography* 47: 129–141.
- Guerrero, F., Castro, M.C. 1997. Chlorophylla of size-fractionated phytoplankton at a temporary hypersaline lake. *International Journal of Salt Lake Research* 5: 253–260.
- Gutiérrez, P. 2017. Estudio de la fracción orgánica del sedimento de cinco lagunas costeras de la desembocadura del río Guadalhorce. *Encuentros en la Biología* 163: 243–246.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.D., Kirschtel, D., Pollinger, U., Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403–424.
- Huete-Ortega, M., Rodríguez-Ramos, T., López-Sandoval, D.C., Cermeño, P., Blanco, J.M., Palomino, R.L., et al. 2014. Distinct patterns in the size-scaling of abundance and metabolism in coastal and open-ocean phytoplankton communities. *Marine Ecology Progress Series* 515: 61–71.

- CC.AA. de Andalucía 1989, Ley 2/1989, de 18 de julio, por la que se aprueba el Inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía y se establecen medidas adicionales para su protección. *BOE* núm. 201, de 23 de agosto de 1989, páginas 27071 a 27129.
- Le, S., Josse, J., Husson, F. 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software* 25 (1): 1-18.
- Lund, J.W.G., Kipling, C., Le Cren, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11: 143–170.
- Marañón, E., Cermeño, P., López-Sandoval, D.C., Rodríguez-Ramos, T., Sobrino, C., Huete-Ortega, et al. 2013. Unimodal size scaling of phytoplankton growth and the size dependence of nutrient uptake and use. *Ecology Letters* 16: 371–379.
- Marañón, E. 2015. Cell Size as a Key Determinant of Phytoplankton Metabolism and Community Structure. *Annual Review of Marine Science* 7: 241-264.
- Montes-Pérez, J.J., Moreno-Ostos, E., marañón, E., Blanco, J.M., Rodríguez, V., Rodríguez, J. 2020. Intermediate-size cell dominance in the phytoplankton community of an eutrophic, estuarine ecosystem (Guadalhorce River, Southern Spain). *Hydrobiologia* 847: 2241-2254.
- Moreira, J.M., Montes, C., Pascual, M.L. 2005. Desembocadura del Guadalhorce. *Caracterización ambiental de los humedales en Andalucía* (pp. 411–418).
- Moreno-Ostos, E., Blanco, J.M., Agustí, S., Lubián, L.M., Rodríguez, V., Palomino, R.L., et al. 2015. Phytoplankton biovolume is independent from the slope of the size spectrum in the oligotrophic Atlantic Ocean. *Journal of Marine Systems* 152: 42–50.
- Nieto-López, J.M., Barberá, J.A., Andreo B., Ramírez-González, J., Rendón-Martos, M. 2020. Hydro-environmental changes assessment after Guadalhorce River mouth channelization. An example of hydromodification in Southern Spain. *Catena* 189: 104461.
- Quintana, X.D., Comín, F.A., Moreno-Amich, R. 2002. Biomass-size spectra in aquatic communities in shallow fluctuating Mediterranean salt marshes (Emporda wetlands, NE Spain). *Journal of Plankton Research* 24: 1149–1161.
- Rodríguez, J., Mullin, M.M. 1986. Relation between biomass and body weight of plankton in a steady state oceanic ecosystem. *Limnology and Oceanography* 31: 361-370.
- Rodríguez, J., Li, J.J. 1994. The size structure and metabolism of the pelagic ecosystem. *Scientia Marina* 58(1-2), 178.
- Rodríguez, J., Tintoré, J., Allen, J., Blanco, J.M., Gomis, D., Reul, A., et al. 2001. Mesoscale vertical motion and the size structure of phytoplankton in the ocean. *Nature* 410: 360–363.
- Rojo, C., Rodríguez, J. 1994. Seasonal variability of phytoplankton size structure in a hypertrophic lake. *Journal of Plankton Research* 16: 317–335.
- Schapira, M., Buscot, M.J., Pollet, T., Leterme, S.C., Seuront, L. 2010. Distribution of picophytoplankton communities from brackish to hypersaline water in a South Australian coastal lagoon. *Saline Systems* 6, 2 (2010).
- Sieburth, J.M., Smetacek, V., Lenz, J. 1978. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions 1. *Limnology and Oceanography* 23: 1256–1263.
- Smith, R.C., Baker, K.S., Dustan, P. 1981. Fluorometric techniques for the measurement of oceanic chlorophyll in the support of remote sensing. *Western Journal of Emergency Medicine* 14: 1–10.
- Somogyi, B., Vörös, L., Pálffy, K., Székely, G., Bartha, C., Keresztes, Z.G. 2014. Picophytoplankton predominance in hypersaline lakes (Transylvanian Basins, Romania). *Extremophiles* 18: 1075-1984
- Sousa, R., Dias, S., Antunes, C. 2007. Subtidal macrobenthic structure in the lower lima estuary, NW of Iberian Peninsula. *Annales Zoologici Fennici* 44: 303–313.
- Thomas, C.M., Perissinotto, R., Kibirige, I. 2005. Phytoplankton biomass and size structure in two South African eutrophic, temporarily open/closed estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 223–238.
- Wollast, R., De Broeu, F. 1971. Study of the behavior of dissolved silica in the estuary of the Scheldt. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 35: 613–620.