

HISTORIA NATURAL

Tercera Serie | Volumen 14 (2) | 2024/165-180

CARACTERIZACIÓN DE LOS CURSOS DE AGUA DE LA ISLA TALAVERA (DELTA DEL RÍO PARANÁ, BUENOS AIRES, ARGENTINA) BASADO EN SU ESTADO TRÓFICO Y DIVERSIDAD FITOPLANCTÓNICA

Characterization of Watercourses of Talavera Island (Paraná River Delta, Buenos Aires, Argentina) Based on Their Trophic Status and Phytoplankton Diversity

Mariana Inés Abelando^{1,2}, Magalí Andrea Bobinac^{1,2},
Jessica Paola Chiarandini Fiore^{1,2} y Roberto Fabián Bó³

¹Instituto Universitario de Seguridad Marítima. Prefectura Naval Argentina. Corrientes 180, Olivos, Provincia de Buenos Aires, Argentina. mariana.ines.abelando@gmail.com

²Dirección de Protección Ambiental. Prefectura Naval Argentina. Av. Madero 235, CABA, Argentina.

³Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales. Departamento de Ecología, Genética y Evolución (DEGE) e Instituto de Ecología, Genética y Evolución (IEGEB - CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FCEyN). Universidad de Buenos Aires (UBA), CABA, Argentina.

AZARA
FUNDACIÓN DE HISTORIA NATURAL

umai Universidad
Maimónides

Resumen. Los humedales fluviales se encuentran entre los ecosistemas más productivos y biodiversos del mundo, los cuales proveen numerosos servicios ecosistémicos. Se recolectaron y analizaron muestras de agua y fitoplancton en 8 sitios que comprenden ríos y arroyos que rodean a la Isla Talavera (Buenos Aires, Argentina), durante dos períodos climático-hidroológicos contrastantes (verano e invierno), en el año 2019. Se calcularon diferentes índices tróficos y se aplicaron análisis estadísticos y multivariados. Los índices de eutrofización por nutrientes (IEN) y el índice TRIX mostraron un estado oligotrófico del agua en ambos períodos en la mayoría de los sectores evaluados. Mientras que el índice de Carlson (IET) permitió una mejor diferenciación espacio temporal (desde sitios oligotróficos a eutróficos), y además al ser sencillo de medir, se podría utilizar para monitoreos frecuentes en la zona de estudio. El Índice de Calidad del Agua (ICA) mostró diferencias entre verano e invierno (calidad media y buena, respectivamente). El análisis multivariado permitió identificar dos grandes grupos, con características diferentes entre ambos períodos estacionales relacionados con los índices tróficos y variables biológicas. Se registraron 43 especies de fitoplancton, con una riqueza similar en ambas estaciones, siendo la clase Bacillariophyceae la más representativa. El eventual incremento de ciertos grupos de algas potencialmente tóxicos o nocivos (como *Aulacoseira granulata* y *Oscillatoria sp.*) en varios sitios, en ambos períodos estudiados, podría afectar la calidad de las aguas, causando impactos en la salud humana y/o en peces de importancia comercial en la región. Se recomienda continuar realizando estudios en la zona.

Palabras clave. Bioindicadores, Delta del Río Paraná, estado trófico, microalgas, nutrientes.

Abstract. Riverine wetlands are among the most productive and biodiverse ecosystems in the world, providing numerous ecosystem services. Water and phytoplankton samples were collected and analyzed at 8 sites, comprising rivers and streams surrounding Talavera Island (Buenos Aires, Argentina), during two contrasting climatic-hydrologic periods (summer and winter) in 2019. Different trophic indexes were calculated, statistical and multivariate analyses were applied. Both Eutrophication Index by Nutrients (EIN) and Trophic Index (TRIX) showed an oligotrophic status of the water for both periods, in most of the sectors assessed. While the Carlson Index (CTI) allowed a better spatio-temporal differentiation (from oligotrophic to eutrophic sites), and because it is simple to measure, it could be used for frequent monitoring in the study area. The Water Quality Index (WQI) showed differences between summer and winter (medium and good quality, respectively). The multivariate analysis allowed the identification of two main groups, with different characteristics between the two seasonal periods related to trophic indices and biological variables. Forty-three phytoplankton species were registered, with a similar richness in both seasons, being the Bacillariophyceae class the most representative. Eventual increase of certain groups of potentially toxic or harmful algae (such as *Aulacoseira granulata* and *Oscillatoria sp.*) in several sites, in both periods studied, could affect water quality, causing impacts on human health and/or commercially important fish in the region. Further studies in the area are recommended.

Key words. Bioindicators, Paraná River Delta, trophic state, microalgae, nutrients.

INTRODUCCIÓN

Los ríos son ecosistemas extremadamente complejos. Poseen numerosos componentes exclusivos, especialmente relacionados con la organización física del eje horizontal y la gran heterogeneidad espacial, la cual se correlaciona con un elevado dinamismo temporal (Vannote *et al.*, 1980). Las concentraciones de material disuelto y particulado varían con el tiempo, las variaciones en los niveles hidrológicos y los cambios en el medio terrestre circundante. La composición de su biota responde a la disponibilidad de diversos materiales (materia orgánica y nutrientes disueltos) y de la energía (luminosidad y velocidad del agua). Por esta razón, también varía tanto espacial como temporalmente (Sabater *et al.*, 2009). El excesivo enriquecimiento de nutrientes puede degradar la calidad del agua y producir perturbaciones en el equilibrio de la diversidad de especies, por lo que ha sido definido como un problema creciente en muchos ríos de llanura (Young *et al.*, 1999).

El Delta del río Paraná es uno de los “macroecosistemas de humedales” más importantes en América latina (Malvárez, 1999). Su porción insular terminal, el Bajo Delta del Paraná, que abarca aproximadamente 320.000 ha, posee una gran biodiversidad actualmente afectada por una elevada variabilidad climático-hidrológica y desde hace más de cien años por diferentes actividades agropecuarias y urbanas (Galaffasi, 2011; Quintana y Bó, 2011).

En la actualidad, los humedales fluviales se encuentran entre los ecosistemas más productivos y biodiversos del mundo (Mitsch y Gosselink, 2000), además de ser fundamentales para el ser humano al proveerle numerosos bienes y servicios ambientales (Oddi y Kandus, 2011). En varias áreas del Bajo Delta Insular del río Paraná, predominan algunas actividades productivas transformadoras, como por ejemplo, la

forestación con salicáceas para la industria de la producción papelería (Borodowski y Suárez, 2004). En las últimas décadas, se han sumado actividades de ganadería, a causa del desplazamiento desde la llanura pampeana hacia esta área, la cual históricamente han sido considerada marginal para la producción de ganado (Quintana *et al.*, 2014).

Se han realizado varios estudios en la región del Delta del Paraná y en el Bajo Delta en particular, principalmente en ríos y arroyos que atraviesan ciudades y desembocan en el río Paraná, encontrándose diferentes niveles de contaminantes, que superan los esperados para la protección de la vida acuática (Villar *et al.*, 2001, Costagliola *et al.*, 2003; Puig *et al.*, 2015). Estudios efectuados específicamente en la sección final del Bajo Delta Insular demostraron variaciones temporales asociadas con el régimen hidrológico y homogeneidad espacial en las características químicas y microbiológicas del agua (Mercado y Gómez, 2000; De Cabo *et al.*, 2003; Abelando, 2019).

Para determinar el estado trófico de estos sistemas de humedales, se suelen utilizar índices para estimar la calidad del agua que incluyen factores tales como la concentración de nutrientes, la transparencia del agua y la concentración de oxígeno disuelto, entre otros (Birk *et al.*, 2012).

Un importante factor vinculado con las actividades antropogénicas (agricultura, ganadería, industrialización, urbanización) es el desarrollo de floraciones algales, donde se detecta un aumento de una o varias especies de microalgas durante periodos muy cortos de tiempo. Entre los grupos algales que con mayor frecuencia muestran floraciones, en muchos casos tóxicas, se puede mencionar a las cianobacterias (*Microcystis aeruginosa* y *Cylindrospermopsis raciborskii*) y a las diatomeas (*Aulacoseira granulata*). Estos sucesos producen efectos negativos sobre los ecosistemas acuáticos,

dado que alteran el ciclo de los nutrientes y reducen la disponibilidad de luz y oxígeno, lo cual ocasiona una reducción de la biodiversidad y un deterioro en la calidad del agua (Sivonen y Jones, 1999; Havens, 2007; Karjalainen *et al.*, 2007).

Con el objetivo de contribuir hacia un conocimiento más amplio de los humedales fluviales del Delta del Paraná y su efectiva conservación, se estudiaron cuatro índices basados en variables fisicoquímicas y biológicas, que caracterizan a los ríos y arroyos que rodean a la Isla Talavera, y su relación con la diversidad fitoplanctónica.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Isla Talavera se encuentra en el sector insular del bajo delta del río Paraná. Constituye un **área** clave para el tránsito de personas y de cargas, ya que es atravesada por el complejo carretero y ferroviario Zárate - Brazo Largo y está ubicada entre dos importantes rutas de transporte por agua, los ríos Paraná de las Palmas y Paraná Guazú, incluyendo al río Talavera en su interior. La isla se encuentra frente a la ciudad de Zárate (132.087 habitantes) (INDEC, 2022) y aguas abajo de la llanura pampeana, la región más productiva del país (Figura 1).

Esta área natural se encuentra caracterizada por una intrincada red de canales, arroyos e innumerables islas formadas por acumulación de sedimentos (Bó y Quintana, 2013). Está directamente afectada tanto por las inundaciones estacionales típicas del río Paraná como por las extraordinarias que se suscitan durante los eventos de El Niño - Oscilación del Sur (ENOS). En ella se desarrolla un mosaico de vegetación dominado por la especie *Schoenoplectus californicus* y es atravesada por arroyos 'ciegos' con diversas comunidades de plantas acuáticas (tales como *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha spp.*, *Polygonum hispidum*, *Eleo-*

charis nodulosa, entre otras) (Bó y Quintana, 2013).

Dentro de la enorme diversidad de vida silvestre, sobresalen coipos (*Myocystor coypus*), carpinchos (*Hydrochaeris hydrochaeris*), nutrias de río (*Lontra longicaudis*), ciervos (*Blastocerus dichotomus*), ranas criollas (*Lepidodactylus slatrans*), yararás (*Rhinocerosphis alternatus*), pavas de monte común (*Penelope obscura*) y garzas tigres (*Tigrisoma lineatum*) debido a la importancia histórica de estas especies para los habitantes locales (Bó y Quintana, 2011).

Se seleccionaron 8 sitios que rodean la Isla Talavera (Figura 1), y se tomaron muestras en febrero y julio de 2019 (verano e invierno, respectivamente), a bordo del Buque Científico SPA-1 "Dr. Leloir", perteneciente a la Prefectura Naval Argentina. En todos los sitios, se recolectaron muestras de agua sub-superficial, por triplicado, y valores de temperatura, conductividad, pH, sólidos disueltos totales y oxígeno disuelto fueron determinados *in situ* con sonda multiparámetro HANNA HI 9033. Las muestras para análisis de nutrientes fueron filtradas con filtros Whatman GF/C de 0,70 μm , y luego almacenadas en la oscuridad a 4°C. Se determinó la concentración de clorofila "a" por filtración acorde Strickland y Parsons (1972) y, con un espectrofotómetro HACH se midió: nitratos (N-NO_3^-) (método 4500- NO_3^-), fosfatos (P-PO_4^{3-}) (método 4500-P), nitritos (N-NO_2^-) y amonio (N-NH_4^+) (método 4500- NO_2^- -B; 4500- NH_3 -B, C, respectivamente) (APHA, 2017).

Se tomaron muestras de fitoplancton por triplicado, con red de 20 μm de apertura de malla, efectuándose muestreos oblicuos en la columna de agua a nivel de superficie y luego, se fijaron con una solución de formalina al 4%. Para el análisis cuantitativo, las muestras fueron recolectadas en frascos de 250 ml, fijadas con solución de Lugol y concentradas para su conteo en el laboratorio. Las muestras cualitativas fueron observadas

utilizando un microscopio óptico Carl Zeiss (20X y 40X). La identificación de especies fue realizada con la ayuda de claves taxonómicas especializadas (Bourelly, 1966; Hindák, 1977, 1984, 1988, 1990; Komárek y Agnostidis, 1999, 2005; Komárek y Fott, 1983). El recuento del fitoplancton fue efectuado con cámara Sedgwick-Rafter de 1 ml (McAlice, 1971) en microscopio invertido Carl Zeiss de contraste de fase. Se registró la cantidad de individuos (solitarios, coloniales o filamentosos) presente en cada muestra y la abundancia de cada especie se expresó en individuos/ml.

Para determinar el estado trófico de los sistemas acuáticos, se calcularon cuatro índices.

1. Índice de Carlson (Carlson, 1977) o IET (Índice del Estado Trófico), basado en la concentración de clorofila "a" (Fornerón *et al.*, 2010).

$$\text{IET Chl a} = 10 * \left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln \text{Chl a}}{\ln 2} \right)$$

donde:

Chl a = concentración de clorofila "a" en mg.m⁻³

Los valores del IET son diferenciados en 5 categorías: ultra-oligotróficos (<30), oligotróficos (30-44), mesotróficos (44-54), eutróficos (54-74) e **híper**-eutróficos (>74).

2. El Índice de Eutrofización por Nutrientes (IEN) (Franco *et al.*, 2010; Karydis *et al.*, 1983), el cual utiliza nitrógeno inorgánico disuelto (IEN-DIN): [N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻ + N-NH₄⁺] y fosfatos (IEN-PO₄⁻³). Categorías: oligotrófico (IE<3), mesotróficos (3≤IE≤5) y eutrófico (IE>5).

$$\text{IEN} = \frac{C}{C - \log X + \log A}$$

donde:

C = logaritmo de la concentración total del

nutriente durante el período de estudio, es decir, es la suma de las concentraciones X_{ij} del nutriente obtenidas en cada una de las A_i estaciones durante los muestreos. A = número de sitios de muestreo durante el periodo de estudio.

$$C = \log \sum_{i=1}^A \sum_{j=1}^M X_{ij}$$

X_i = concentración total de nutrientes en el sitio A_i durante la etapa de estudio en el punto de muestreo total, es decir, es la suma de las concentraciones del nutriente obtenidas en cada una de las A_i estaciones durante los muestreos.

$$X_i = \sum_{j=1}^M X_{ij}$$

3. El Índice TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998), donde son diferenciados cuatro estados de calidad del agua: alta calidad 0-4 (estado oligotrófico); buena calidad 4-5 (estado mesotrófico); mala calidad 5-6 (estado eutrófico) y muy mala calidad 6-10 (estado hipertrófico).

$$\text{TRIX} = \frac{\log \text{Chl a} * \% \text{DO} * \text{DIN} * \text{PRS} + 1.5}{1.3}$$

donde:

Chl "a" = concentración de clorofila "a" en mg/m³;

|% DO| = valor absoluto de porcentaje de desviación de la saturación de oxígeno disuelto, i.e. [100 -% DO];

DIN = nitrógeno inorgánico disuelto: [N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻ + N-NH₄⁺] en mg/L;

PRS= ortofosfatos en mg/L.

4. Índice de Calidad del Agua (ICA). Con cinco categorías diferenciadas: muy mala (0-25), mala (25-50), media (51-70), buena (71-90) y excelente (91-100). Los paráme-

tros seleccionados y sus pesos fueron: temperatura (P_i : 1), pH (P_i : 1), oxígeno disuelto (P_i : 4), nitritos (P_i : 2), nitratos (P_i : 2), amonio (P_i : 3), demanda química de oxígeno (P_i : 3) y fosfatos (P_i : 1) (según Pesce y Wunderlin, 2000).

Su fórmula es:

$$ICA = \frac{\sum C_i P_i}{\sum P_i}$$

donde:

C_i = valor normalizado de los parámetros

P_i = peso relativo asignado a cada parámetro.

Para el fitoplancton, se calcularon índices de abundancia y diversidad de Simpson (D), Shannon Wiener (H'), equidad (E) y riqueza de especies (S) (Magurran, 1988). Para evaluar posibles diferencias espacia-

les y/o temporales entre las muestras, se aplicaron análisis de varianza no paramétrico (Kruskal-Wallis) y análisis de correlación de Spearman (Daniel, 2003), entre los valores de las variables fisicoquímicas y la abundancia del fitoplancton, y entre este último y clorofila "a". Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) (Leps y Smilauer, 1999) para determinar la relación entre la variabilidad espaciotemporal y los índices calculados, utilizando el programa INFOSAT® (Di Rienzo *et al*, 2020).

RESULTADOS

En la Tabla 1, se presentan las variables ambientales estudiadas. En general, todos los sitios mostraron una buena ca-

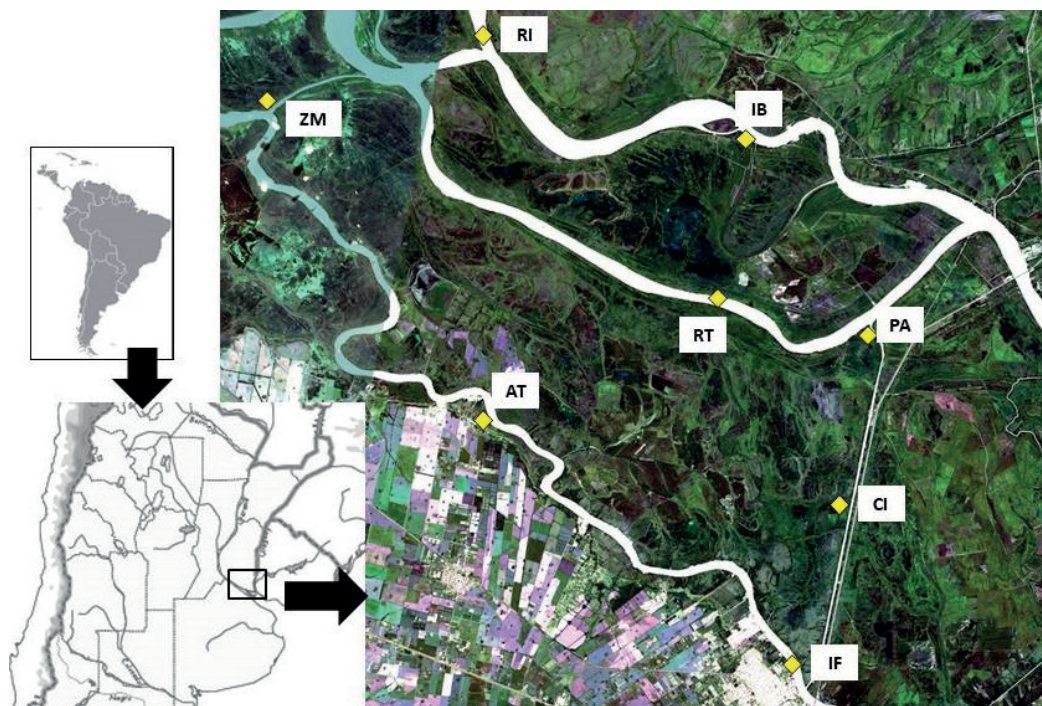


Figura 1- Mapa del área de estudio que muestra los sitios de muestreo IF: Instituto de Formación de la Prefectura Naval Argentina; CI: Canal Irigoyen; PA: Pasaje El Águila, RT: Río Talavera; IB: Isla Botija; RI: Río Ibicuy; ZM: Zanja Mercadal y AT: Complejo Nuclear Atucha.

Tabla 1 - Porcentajes de parámetros fisicoquímicos y nutrientes registrados en verano y en invierno, 2019 (X±SD: valor medio ± desviación estándar). Abreviaturas: TEMP: temperatura, OD: oxígeno disuelto COND: conductividad, STD: Sólidos Totales Disueltos, NO₂: nitritos, NO₃: nitratos, NH₄⁺: amonio, PO₄⁻³: fosfatos, Cl "a": clorofila "a". Sitios: Ver figura 1.

	SITIO	TEMP (°C)	pH	OD (mg/L)	COND (μS/cm)	STD (mg/L)	N-NO ₂ (μg/L)	N-NO ₃ (μg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	P-PO ₄ ⁻³ (mg/L)	Cl "a" (μg/l)
VERANO	IF	23,9 ± 1,9	7,8 ± 0,1	4,9 ± 0,6	206,8 ± 22,9	129,0 ± 19,2	3 ± 0,91	10 ± 7	0,24 ± 0,15	0,52 ± 0,48	30,7 ± 25,5
	AT	23,8 ± 1,2	7,7 ± 0,4	6,0 ± 0,8	233,9 ± 22,8	139,0 ± 19,3	2 ± 0,9	40 ± 20	0,46 ± 0,35	0,57 ± 0,45	8,2 ± 4,2
	ZM	24,1 ± 1,2	7,6 ± 0,2	5,2 ± 0,5	190,2 ± 17,9	56,0 ± 14,5	1±0,8	40 ± 3	0,47 ± 0,32	0,55 ± 0,48	20,9 ± 19,9
	RT	24,0 ± 1,2	7,7 ± 0,0	5,5 ± 1,0	178,6 ± 20,3	82,0 ± 12,9	6 ± 1,0	80 ± 10	0,45 ± 0,35	0,57 ± 0,47	28,3 ± 23,6
	PA	23,8 ± 1,0	7,6 ± 0,1	5,5 ± 0,7	185,7 ± 31,5	103,0 ± 15,7	7 ± 2	250 ± 200	0,46 ± 0,38	0,58 ± 0,47	36,4 ± 32,5
	CI	23,4 ± 0,5	7,5 ± 0,1	5,5 ± 0,5	184,7 ± 30,2	100,0 ± 19,2	10 ± 1,7	20 ± 20	0,25 ± 0,20	0,78 ± 0,55	46,4 ± 42,3
	IB	23,6 ± 1,1	7,4 ± 0,3	6,1 ± 0,9	168,0 ± 18,1	112,3 ± 11	1±0,5	100 ± 90	0,48 ± 0,35	0,60 ± 0,36	23,4 ± 19,3
	RI	23,1 ± 03,8	7,6 ± 0,4	6,1 ± 1,4	131,3 ± 20,0	97,3 ± 7,2	1±0,4	40 ± 30	0,46 ± 0,30	0,72 ± 0,49	22,4 ± 19,3
INVIERNO	IF	13,0 ± 1,1	7,7 ± 0,3	7,5 ± 0,7	220,3 ± 20,4	148,3 ± 9,1	5 ± 2,3	80 ± 60	0,01± 0,09	0,31 ± 0,28	4,6 ± 2,2
	AT	13,2 ± 1,4	7,6 ± 0,3	7,4 ± 0,7	213,0 ± 25,1	142,0 ± 9,2	8 ± 3,5	40 ± 30	0,01± 0,09	0,49 ± 0,38	1,6 ± 1,0
	ZM	14,3 ± 0,8	7,7 ± 0,2	7,6 ± 0,6	193,8 ± 23,9	131,0 ± 11,4	5 ± 1,4	50 ± 30	0,01± 0,10	0,36 ± 0,15	8,1 ± 6,9
	RT	14,8 ± 0,5	7,6 ± 0,3	7,6 ± 0,5	187,0 ± 23,4	123,0 ± 11,7	9 ± 3,8	20 ± 10	0,01± 0,02	0,26 ± 0,21	22,6 ± 20,0
	PA	14,4 ± 1,0	7,6 ± 0,3	7,7 ± 0,4	182,5 ± 27,9	125,7 ± 125	5 ± 1,4	40 ± 40	0,01± 0,03	0,30 ± 0,13	12,5 ± 10,2
	CI	14,7 ± 1,0	7,7 ± 0,2	7,5 ± 0,8	213,5 ± 28,6	124,3 ± 11,2	6 ± ,3	30 ± 20	0,01± 0,01	0,31 ± 0,28	11,9 ± 9,8
	IB	15,1 ± 1,3	7,7 ± 0,2	8,2 ± 0,5	159,4 ± 17,2	108,0 ± 14,7	8 ± 1,6	30 ± 30	0,01± 0,05	0,27 ± 0,22	16,0 ± 14,5
	RI	14,4 ± 1,1	7,7 ± 0,3	8,1 ± 0,3	117,6 ± 22,1	81,0 ± 12,1	11 ± 4,1	20 ± 20	0,01± 0,09	0,32 ± 0,29	19,0 ± 16,2

alidad de agua, no observándose variación espacial significativa entre ellos (p>0.05). Tampoco hubo diferencias estacionales significativas entre el pH, la conductividad, **sólidos** totales disueltos, nitratos y nitritos (p>0,05), aunque si se observaron variaciones en la temperatura y fosfatos, siendo estos mayores en verano (p<0,05) y el porcentaje de oxígeno disuelto, que fue más elevado en invierno (p<0,01). No se observó ninguna correlación entre las variables fisicoquímicas y la abundancia de fitoplancton (p<0.05). La clorofila "a" mostró una correlación significativa con la temperatura y los **sólidos** totales disueltos en invierno y con los nitritos en verano (p<0.05).

Los índices de estado trófico IEN (IEN-NID y IEN-PO₄⁻³) y TRIX mostraron que las áreas estudiadas en verano y en invierno

no correspondían a masas de agua oligotrófica. Sin embargo, el IET reflejó que las masas de agua eran principalmente eutróficas durante el verano, mientras que en invierno variaron de un estado mesotrófico a eutrófico, dependiendo del sitio. El ICA mostro que las condiciones más favorables de la calidad del agua fueron observadas en invierno (buena calidad), mientras que en verano eran predominantemente de calidad media (Tabla 2).

Se registraron cuarenta y tres especies algales, cuya riqueza total fue similar en el invierno y el verano (con 27 y 29 especies, respectivamente). Los índices de diversidad, riqueza y equidad no han mostrado diferencias espaciotemporales (p>0.05). La diversidad (H' y D) fue mínima para el Pasaje el Águila (PA) en el invierno, mientras que se observaron valores máximos para el

Rio Ibicuy (RI) en el verano y en invierno para el Instituto de Formación de la Prefectura Naval Argentina (IF) y PA. La equidad (E) más elevada se observó en invierno en Isla Botija (IB) y la más baja fue en verano en el Zanja Mercadal (ZM). En verano, la

máxima abundancia fue registrada en ZM y en invierno en IF (Tabla 3).

En verano, las diatomeas (Bacillariophyceae) fueron la clase más representativa, contribuyendo con una densidad de hasta 100% en algunos sitios. A partir del

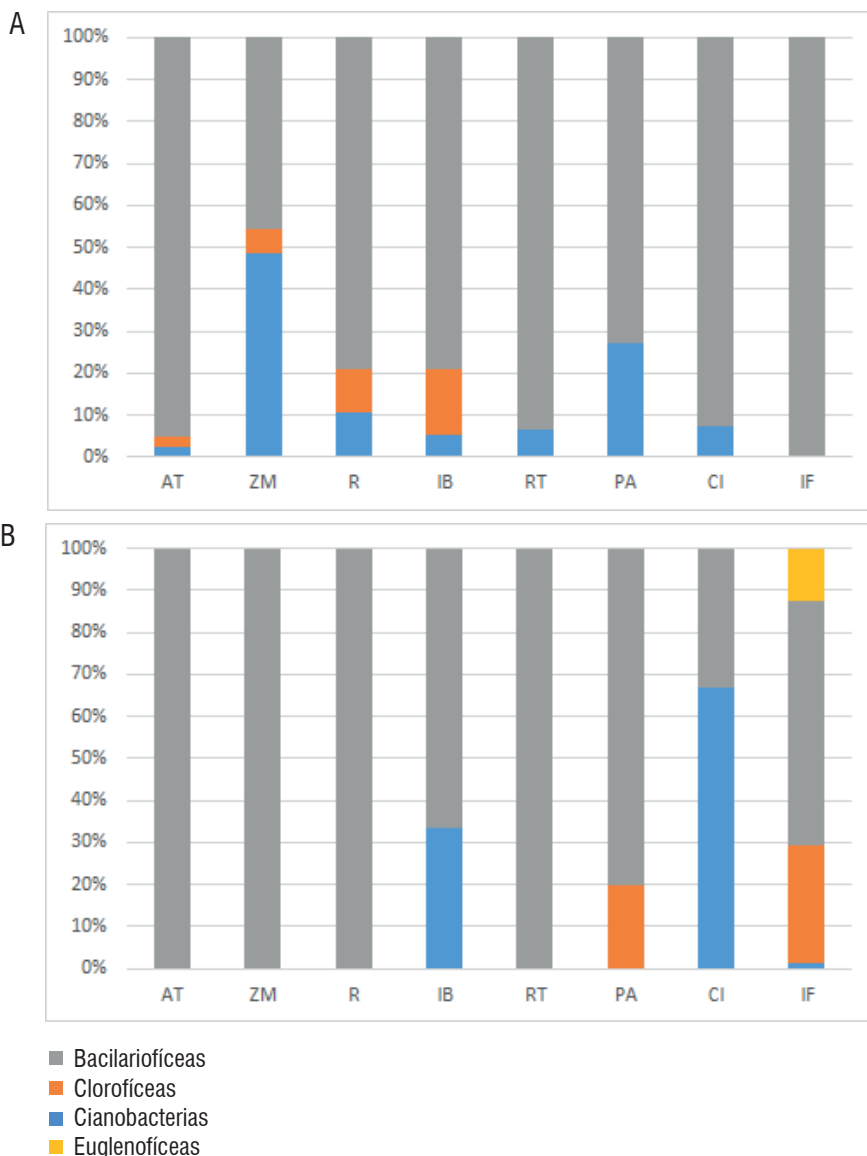


Figura 2 - Abundancia relativa de las diferentes clases de fitoplancton registradas en: **A**, verano y **B**, invierno. Sitios: ver Figura 1.

Tabla 2 - Índices de estado trófico y de calidad del agua durante el período de estudio.

	SITIO	IET		IEN-NID		IEN-PO ₄ ⁻³		TRIX		ICA	
		Valor	CT	Valor	CT	Valor	CT	Valor	CT	Valor	CT
VERANO	IF	64,15	E	1,40	0	1,61	0	3,39	0	67,50	media
	AT	51,17	M	1,57	0	1,64	0	3,17	0	68,75	media
	ZM	60,38	E	1,57	0	1,63	0	3,52	0	63,75	media
	RT	63,37	E	1,71	0	1,65	0	3,76	0	65,00	media
	PA	65,83	E	1,59	0	1,64	0	3,74	0	67,50	media
	CI	68,2	E	1,42	0	1,77	0	3,7	0	71,25	buena
	IB	61,51	E	1,62	0	1,66	0	3,64	0	65,00	media
	RI	61,09	E	1,56	0	1,73	0	3,63	0	65,00	media
INVIERNO	IF	4,56	M	0,22	0	1,35	0	1,94	0	86,25	buena
	AT	1,56	O	0,41	0	1,48	0	1,51	0	85,00	buena
	ZM	8,06	M	0,37	0	1,39	0	1,93	0	90,63	buena
	RT	22,57	E	0,43	0	1,35	0	2,24	0	85,63	buena
	PA	12,47	E	0,51	0	1,32	0	1,79	0	89,38	buena
	CI	11,87	E	0,47	0	1,35	0	1,92	0	89,38	buena
	IB	16,04	E	0,46	0	1,33	0	2,06	0	88,75	buena
	RI	11,87	E	0,50	0	1,36	0	1,94	0	88,75	buena

*Abreviaturas: **IET**: Índice de Estado Trófico; **IEN-NID**: Índice de Eutroficación por Nutrientes – Nitrógeno Inorgánico Disuelto; **IEN-PO₄⁻³**: Índice de Eutroficación por Nutrientes - Fosfato; **TRIX**: Índice TRIX; **ICA**: Índice de Calidad del Agua; **CT**: Categoría Trófica; **O**: Oligotrófica, **M**: Mesotrófica y **E**: Eutrófica. Sitios: ver Figura 1.

Tabla 3 - Índices de biodiversidad del fitoplancton en verano e invierno, 2019. Sitios: ver Figura 1.

	SITIO	SIMPSON (D)	SHANNON WIENER (H')	RIQUEZA (S)	EQUIDAD (E)	ABUNDANCIA cel/L
VERANO	IF	0,46	1,03	4	0,65	55.000
	AT	0,30	1,60	10	0,59	210.000
	ZM	0,33	1,62	11	0,5	490.000
	RT	0,48	1,08	5	0,56	75.000
	PA	0,57	0,70	3	0,74	185.000
	CI	0,53	1,00	6	0,52	210.000
	IB	0,43	1,06	4	0,7	90.000
	RI	0,24	1,66	7	0,74	95.000
INVIERNO	IF	0,18	1,98	12	0,73	350.000
	AT	0,38	1,04	3	0,89	20.000
	ZM	0,34	1,20	4	0,84	50.000
	RT	0,31	1,28	4	0,86	35.000
	PA	0,18	1,90	9	0,80	200.000
	CI	0,56	0,64	2	0,88	15.000
	IB	0,33	1,10	3	1,01	15.000
	RI	0,25	1,50	5	0,86	40.000

análisis cualitativo, los géneros y especies más abundantes fueron: *Aulacoseira granulata* (especie potencialmente nociva - EPN), presente en todas las muestras; seguida por *Diatomavulgare*, *Navicula sp.*, *Nitzschia reversa*, *Nitzschia sp.* (las dos últimas especies potencialmente tóxicas - EPT) y *Pinnularia sp.* Las cianobacterias estuvieron representadas casi exclusivamente por *Oscillatoria sp.* (EPT), presentes en siete de los ocho sitios de muestreo. *Microcystis aeruginosa* (EPT) solo fue observada en Isla Botija (IB). Las Clorofíceas contribuyeron a la abundancia total en porcentajes escasos y variables. La clase Euglenofícea fue encontrada en forma limitada y dispersa (en IF y IB) representada por el género *Phacus sp.* Los dinoflagelados solo fueron observados en IF y su representante fue *Ceratium hirundinella* (Figura 2a y Tabla 4).

En invierno, las diatomeas también fueron la especie más representativa, contribuyendo con una abundancia de hasta el 100% en cuatro de los sitios (AT: Atucha, RI: Río Ibi-

cuy, ZM: Zanja Mercadaly RT: Río Talavera). Los géneros y especies más abundantes fueron: *A. granulata*, presente en seis de los ocho sitios; seguida por *Diatoma sp.*, *Cymbella sp.*, *Navicula sp.*, *Neidium sp.*, *Pleurosigma sp.* y *Synedra sp.* Las cianobacterias estuvieron representadas casi exclusivamente por *Oscillatoria sp.*, que fue encontrada en cinco de los ocho sitios de muestreo. En cuatro de los sitios (IF, RI, RT y IB), *M. aeruginosa*, *Nostoc sp.*, y *Anabaena moniliforme* (todas EPT) estuvieron presentes en diferentes proporciones. Las clorofíceas contribuyeron a la abundancia total en porcentajes mínimos y variables. La presencia de la clase Euglenofícea se limitó a IF y solo estuvo representada por *Euglena sp.* (Figura 2b y Tabla 4).

En la Figura 3 se muestran los resultados del Análisis de Componentes Principales (ACP). Los primeros dos componentes representaron el 89,4% de la variabilidad total. El primer eje (59,3% de la varianza) representado por los 3 índices tróficos estudiados y el segundo eje (30,1% de la varianza) re-

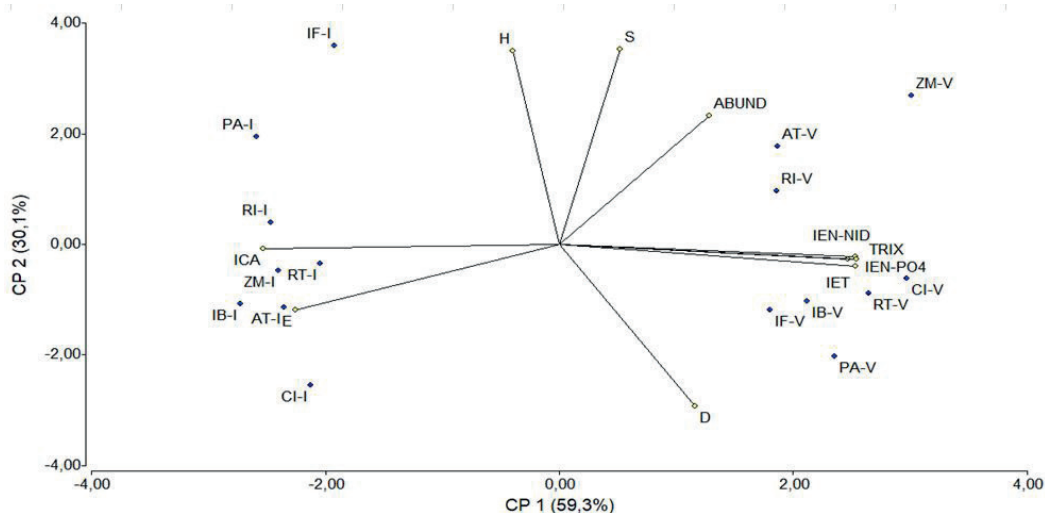


Figura 3 - Resultados del Análisis de Componentes Principales, basados en parámetros físico-químicos, concentración de nutrientes y abundancia de fitoplancton. *Abreviaturas: **IET**: índice de Carlson, **IEN-NID**: índice de Eutrofización por Nutrientes (nitrógeno en inorgánico disuelto), **IEN-PO₄⁻³**: índice de Eutrofización por Nutrientes (fosfatos), **ICA**: índice de calidad de agua, **D**: índice de Simpson, **H**: índice de Shannon Wiener, **S**: riqueza de especies, **E**: equidad, **ABUND**: abundancia de fitoplancton; Sitios: Ver figura 1; **V**: verano; **I**: invierno.

Tabla 4 - Lista de especies de fitoplancton registradas por sitio de estudio durante el verano (V) y el invierno (I), * especies potencialmente tóxicas - EPT, ** especies potencialmente nocivas - EPN. Sitios: ver Figura 1.

	IF		AT		ZM		RT		PA		CI		IB		RI	
	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I
Cianobacterias																
<i>Dolichospermum</i> sp.*		X														X
<i>Gomphosphaeria</i> sp1														X		
<i>Gomphosphaeria</i> sp2						X										
<i>Microcystisaeruginosa</i> *								X					X			X
<i>Nostoc</i> sp.*								X		X					X	
<i>Oscillatoriasp. (cf Planktotrix sp) *</i>	X	X		X	X			X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Spirulina</i> sp.						X			X							
Cloroficeas																
<i>Cosmarium</i> sp.													X			
<i>Chlorella vulgaris</i>		X														
<i>Closterium</i> sp.									X		X		X			
<i>Pandorina</i> sp.							X								X	
<i>Pediastrum</i> sp.					X		X									
<i>Pediastrum simple</i>	X		X		X				X							
<i>Scenedesmusquadricauda</i>					X											
<i>Scenedesmus acutus</i>		X														
<i>Staurastrum</i> sp.							X			X						
<i>Ulothrix</i> sp.	X	X	X		X	X	X		X							X
<i>Volvox</i> sp.						X										
<i>Zygnema</i> sp.							X									X
Bacilarioficeas																
<i>Asterionella formosa</i>	X	X				X										
<i>Aulacoseiragranulata**</i>	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Centricthalassiosira</i>								X								
<i>Cymbella</i> sp.		X	X	X	X								X	X		
<i>Cyclotella</i> sp.				X		X										
<i>Coconeisplacentula</i>									X							
<i>Diatoma</i> sp.		X				X				X		X		X		X
<i>Diatomavulgare</i>	X		X	X	X		X			X	X	X				X
<i>Gyrosigma</i>					X				X							
<i>Melosiravarians</i>					X					X						
<i>Naviculasp</i>		X			X	X	X		X	X			X		X	
<i>Neidium</i>		X							X					X	X	
<i>Nitzschia reversa*</i>	X		X		X				X		X		X		X	
<i>Nitzschia</i> sp.*	X				X											
<i>Paralia</i> sp.		X												X		
<i>Pennate diatom s/i</i>	X															
<i>Pinnularia</i> sp	X		X	X	X				X							
<i>Pleurosigmasp.</i>											X		X		X	
<i>Synedra</i> sp		X				X							X	X		
<i>Synedra ulna</i>							X									
<i>Surirella</i> sp.								X								
Euglenoficeas																
<i>Euglena</i> sp.		X														
<i>Phacus</i> sp.	X												X			
Dinoflagelados																
<i>Ceratium hirundinella</i>	X															

presentado por el ICA y la equitatividad (E). Considerando los resultados del ACP se puede evidenciar una marcada variación estacional. Las correlaciones realizadas no mostraron variaciones espaciales entre las características fisicoquímicas y los nutrientes en ninguno de los períodos de estudio ($p > 0.05$).

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Según lo indicado por otros autores para el Delta del Paraná (Abelando, 2019; de Cabo *et al.*, 2003; Puig *et al.*, 2015), existe cierta homogeneidad en la buena calidad de las aguas, lo cual reflejaría un grado de circulación y de mezcla relativamente elevados, así como una importante similitud de los procesos que afectan las aguas a escala local. Por ello, la utilización de índices tróficos, como los que se discuten más abajo, resulta ser particularmente práctica si la intención es la de efectuar monitoreos frecuentes en el área. Según Abelando (2019), se produjo una tendencia a la mejoría en la calidad de las aguas en el eje este-oeste del Bajo Delta Insular y en su porción terminal (Delta Frontal), en dirección sur-norte. Esta situación podría ser así debido a la mejora de las condiciones ambientales de las adyacencias de la Reserva de Biósfera Delta del Paraná (Programa sobre el Hombre y la Biósfera - MaB), particularmente en su zona núcleo, destinada a la estricta función de preservación (aunque con actividad humana de baja intensidad). Acorde al Índice de Calidad del Agua obtenido en los ríos que circundan la Isla Talavera, ubicada aguas arriba de la mencionada Reserva, la calidad del agua observada durante el período de estudio varió de media a buena, lo cual sería útil para los planes de gestión de la Reserva MaB.

Las diferencias estacionales observadas

en los valores de temperatura, niveles de oxígeno disuelto y nutrientes (N-NH_4^+ y P-PO_4^{3-}), podrían deberse a las variaciones en los niveles de agua estacionales de los ríos, acorde a los observado también en Cabo *et al* (2003).

En este estudio, los caudales de los ríos fueron más bajos en invierno que en verano, aunque, contrario a lo que se esperaba, los niveles de nutrientes fueron menores que en verano. Haría falta un estudio específico de las actividades antrópicas estacionales en el área para ver si las mismas influyen, de alguna manera, en dichos resultados.

La eutroficación en los ríos es un aspecto de importancia ambiental ocasionado por el aumento en los ciclos de nitrógeno y fósforo debidos a la urbanización, la deforestación y la intensificación de la agricultura (Jarvie *et al.*, 2008; Withers *et al.*, 2011), prevaleciendo incluso más en los cursos de agua sujetos a condiciones de bajo caudal, donde el tiempo de residencia es más prolongado y con puntos de descarga que mantienen altos los niveles de nutrientes (especialmente de fósforo) en verano (Withers *et al.*, 2011). En este sentido, si bien la Isla Talavera está rodeada por el área que tiene la producción agrícola y ganadera más alta del país, en este estudio sus aguas presentaron características oligotróficas con respecto a la presencia de nutrientes (IEN). Este hecho podría estar justificado por el caudal significativo del Río Paraná, cuya descarga media anual es de $17.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ y su cantidad total de sedimentos suspendidos es de $18.70.000 \text{ tn/año}$ (Orfeo y Stevaux, 2002).

A diferencia de los otros índices tróficos calculados, el IET fue el único que permitió observar diferencias espaciales y temporales, por lo que se sugiere su utilización para el monitoreo de las aguas que circundan la Isla Talavera, debido que es el que mejor refleja las condiciones tróficas

del sistema y emplea técnicas relativamente sencillas de aplicar para su estimación.

Considerando el importante caudal del río Paraná y la baja concentración de nutrientes, la baja diversidad fitoplanctónica registrada fue la esperada. Si bien los ríos pueden presentar concentraciones óptimas de nutrientes para el desarrollo del fitoplancton (Fantin-Cruz *et al.*, 2016), también pueden limitar su diversidad a causa de la baja disponibilidad lumínica y el corto tiempo en la retención de agua (Devercelli, 2010; Fraisse *et al.*, 2013). Los sistemas con tiempo efímero de retención de agua, como el río Paraná, pueden presentar una gran pérdida de biomasa en el fitoplancton, atribuida al lavado, lo cual hace difícil que se establezcan los organismos plantónicos (Fraisse *et al.*, 2015).

La escasa a nula presencia de dinoflagelados, grupo que se caracteriza por su movilidad y capacidad para tolerar pérdidas de nutrientes (Reynolds *et al.*, 2002), podría estar relacionada con la elevada mezcla en la columna de agua y la sensibilidad de estos organismos ante mezclas profundas y prolongadas (Padisák *et al.*, 2009).

La prevalencia de diatomeas en el fitoplancton coincidió con los típicos registros obtenidos en estudios efectuados en el Bajo Paraná (Bonetto *et al.*, 1994; O'Farrell *et al.*, 1996), donde la predominancia de *A. granulata* se relaciona con las altas concentraciones del total de sólidos disueltos en las aguas.

La distribución de la diatomea *A. granulata* (Ehr.) Simonsen está vinculada con las aguas mesotróficas y eutróficas bien mezcladas (Reynolds, 1997), las cuales han sido observadas en el verano en aguas que circundan la Isla Talavera. Se trata de una especie potencialmente nociva porque obstruye sistemas de filtro en plantas purificadoras de agua en distintos lugares del mundo. En Argentina, se han informa-

do varios casos en el curso inferior del río Chubut (provincia del Chubut) (Sastre *et al.*, 1994) y en Embalse Río III°, provincia de Córdoba (Gómez, 1991). En Uruguay, se han observado casos en varios embalses ubicados sobre el río Negro (Gorga *et al.*, 2000).

En el río Paraná de las Palmas, a unos 37 km aguas abajo del área de estudio, se encuentra la toma de agua para la planta de tratamiento de "Agua y Saneamientos Argentinos (AySA)", la cual procesa 25.0000 m³ de agua por día y abastece a 150.000 habitantes (AySA, 2024). La presencia de *A. granulata* en el área requerirá más estudios relacionados con la existencia de algas tóxicas y nocivas para evitar posibles impactos en la salud de la población humana.

Varios autores (Akselman, 1996; González de Infante, 1988) han observado una relación directa entre las concentraciones de clorofila "a" y la abundancia de fitoplancton, lo cual podría ser útil para definir las estrategias de gestión a fin de prevenir o minimizar la aparición de floraciones algales y tóxicas. En esta ocasión, esa relación no fue observada, lo cual podría deberse al tamaño del fitoplancton estudiado y la cantidad de pigmentos que estos almacenan, así como el tipo de clorofila, ya que en las diatomeas la clorofila "c" es predominante, y presentan bajas cantidades de clorofila "a" (Margalef, 1974).

El hecho de que no fue posible establecer una clara relación entre las condiciones ambientales y la distribución del fitoplancton (o especies indicadoras) pudo deberse a que la hidrodinámica de grandes ríos como el Paraná, normalmente entorpece la fijación de especies indicadoras y afecta su distribución (Devercelli y O'Farrell, 2013; Fraisse *et al.*, 2013; Stanković *et al.*, 2012), por esta razón sería conveniente profundizar estos estudios en otras áreas y momentos del año.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Dirección de Protección Ambiental de la Prefectura Naval Argentina por brindarnos apoyo para nuestra investigación, y a la tripulación del Buque Científico SPA-1 "Dr. Leloir" por el soporte en los muestreos y la buena voluntad demostrada en cada una de las campañas.

BIBLIOGRAFIA

- Abelando, M. (2019). *Determinación de áreas ecológicamente sensibles ante disturbios antrópicos en el bajo delta insular del Río Paraná (BDIRP)* (Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires)
- Akselman, R. (1996) *Estudios ecológicos en el Golfo San Jorge y adyacencias (Atlántico Sudoccidental): Distribución, abundancia y variación estacional del fitoplancton en relación a factores fisicoquímicos y la dinámica hidrológica*. (Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires)
- APHA (2017). American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington DC: Eds. E. Rice, R. Baird, A. Eaton & L. Clesceri.
- AySA (2024). Agua y Saneamientos Argentinos S.A. Agua Potable, planta Juan Manuel de Rosas. Recuperado en: https://www.aysa.com.ar/Que-Hacemos/Agua-potable/Plantas-de-potabilizacion/planta_juan_manuel_de_rosas (fecha de acceso: 16-01-2024)
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A. y Poikane, S. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicator*, 18: 31-41. doi:10.1016/j.ecolind.2011.10.009
- Bo, R. y Quintana, R. (2011). La fauna silvestre en el Bajo Delta Insular del Río Paraná, diversidad, situación y uso tradicional. En: Quintana, R., Villar, V., Astrada, E., Saccone, P. & Malzof, S. (Eds). *El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sustentable* (pp.120-133). Buenos Aires: Aprendelata.
- Bó, R. y R. Quintana. (2013). Sistema 5e. Humedales del Delta del Paraná. En: Benzaquén, L., D. Blanco, R. Bó, P. Kandus, G. Lingua, P. Minotti, R. Quintana, S. Sverlij, y L. Vidal (Eds.). *Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay*. pp. 297-320. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Proyecto GEF 4206 – PNUD ARG/10/003.
- Bonneto, C., De Cabo, L., Gabellone, N., Vinocur, A., Donadelli, J. y Unrein, F. (1994). Nutrient dynamics in the deltaic floodplain of the Lower Parana River. *Archiv für Hydrobiologie*, 131, 277-295.
- Borodowski, E. y Suárez, R. (2004). El cultivo de álamos y sauces: su historia en el Delta del Paraná. SAGPyA n°32. Buenos Aires.
- Bourrelly, P. (1966). Les algues d'eau douce. Initiation a la systematique, Saint-André-des Arts.Paris: N. Boubée & Cie (Eds).
- Carlson, R. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22, 361-369. doi:10.4319/lo.1977.22.2.0361.
- Costagliola, M., Seigneur, G. y Jurquiza, V. (2003). *Estudios químicos y bacteriológicos del Río Baradero (Argentina): calidad sanitaria del agua y aptitud de los peces para consumo humano*. N° 50. Buenos Aires: INIDEP.
- Daniel, W. (2003). *Bioestadística*. Madrid: Noriega (Eds).
- De Cabo, L., Puig, A., Arreghini, S., Olguín, H., Seoane, R. y Obertello, I. (2003). Physicochemical variables and plankton from the Lower Delta of the Paraná River (Argentina) in relation to flow. *Hydrological Processes*, 17 (7),1279-1290.
- Devercelli, M. (2010). Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Parana River (Argentina). *Hydrobiologia*, 639(1):5-19. doi: 10.1007/s10750-009-0020-6.
- Devercelli, M. y O'Farrell, I. (2013). Factors affecting the structure and maintenance of phytoplankton functional groups in a nutrient rich lowland river. *Limnologia*, 43(2), 67-78. doi:10.1016/j.limno.2012.05.001.
- Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. (2020). Centro de Transferencia InfoStat, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Recuperado en: <http://www.infostat.com.ar> (fecha de acceso: 16-02-2024)
- Fantin-Cruz, I., Pedrollo, O., Girard, P., Zeilhofer, P. y Hamilton, S. (2016). Changes in river water quality caused by a diversion hydropower dam bordering the Pantanal floodplain. *Hydrobiologia*, 768(1), 223-238. doi: 10.1007/s10750-015-2550-4.
- Fornerón, C., Piccolo, M., Cony N. Y Ferrer, N. (2010). Hidrografía de la laguna Sauce Grande durante el otoño de 2010 (Provincia de Buenos Aires). *Contribuciones Científicas Sociedad Argentina de Estudios Geográficos - GAEA*, 22,197-206.

- Fraisse, S., Bormans, M. y Lagadeuc, Y. (2013). Morphofunctional traits reflect differences in phytoplankton community between rivers of contrasting flow regime. *Aquatic Ecology*, 47(3), 315-327. doi: 10.1007/s10452-013-9446-z.
- Fraisse, S., Bormans, M. y Lagadeuc, Y. (2015). Turbulence effects on phytoplankton morphofunctional traits selection. *Limnology and Oceanography*, 60(3), 872-884. doi:10.1002/lno.10066.
- Franco, D., Quintero, J. y López, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *Contactos*, 78, 25-33.
- Galafassi, G. (2011). Sistemas productivos, actores sociales y manejo del ambiente en el Bajo Delta Insular del Río Paraná. En: Quintana, R., Villar, V., Astrada, E., Saccone, P. y Malzof, S. (Eds.). *El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sustentable* (pp. 161-170). Buenos Aires: Apendelta.
- Gómez, N. (1991). Poblaciones de diatomeas planctónicas en un Río subtropical: Embalse Río III, Argentina. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 27(1): 3-14. doi:10.1051/limn/1991004.
- González de Infante, A. (1988). *El plancton de aguas continentales*. Washington: Monografía OEA, N° 33.
- Gorga, J., Paradiso, M., De León, L., Brugnoli, E., Mandiá, M. y Conde, D. (2000). Problemática de la calidad de agua en el sistema de grandes embalses de Río Negro (Uruguay). *Revista Comisión de Integración Energética Regional*, 39, 51-67.
- Havens, K.E. (2007). Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. En: Hudnell, K.H. (Eds.). *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research* (pp 675-732). Vol. 619. New York: Springer.
- Hindák, F. (1977). Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) I. *Biol. Práce Slov. Akad. Vied.* 23: 1-190.
- Hindák, F. (1984). Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) III. *Biol. Práce Slov. Akad. Vied.* 30: 1-308.
- Hindák, F. (1988). Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) IV. *Biol. Práce Slov. Akad. Vied.* 34: 1-263.
- Hindák, F. (1990). Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) V. *Biol. Práce Slov. Akad. Vied.* 36: 1-225.
- INDEC (2022). Instituto Nacional de Estadística y Censos. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022. <https://www.indec.gov.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-165>
- Jarvie, H., Withers, P., Hodgkinson, R., Bates, A., Neal, M., Wickham, H., Harman, S. y Armstrong, L. (2008). Influence of rural land use on stream water nutrients and their ecological significance. *Journal of Hydrology*, 350(3), 166-186.
- Karjalainen, M., Engström-Öst, J., Korpinen, S., Peltonen, H., Pääkkönen, J-P. y Rönkkönen, S. (2007). Ecosystem consequences of cyanobacteria in the Northern Baltic Sea. *AMBIO*, 36, 195-202.
- Karydis, M., Ignatiades, L. y Moshopoulou, N. (1983). An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16, 339-344.
- Komárek, J. y Fott, B. (1983). *Das Phytoplankton des Süßwasser Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales*. Stuttgart.
- Komárek, J. y Agnostidis, K. (1999). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. H. Ets, G. Gärtner, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). G. Fischer, Verlag, J., Stuttgart.
- Komárek, J. y Agnostidis, K. (2005). *Süßwasserflora von Mitteleuropa Cyanoprokaryota. 2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales*. Büdel, B.; Krienitz, L.; Gärtner, G. y M Schagerl. Schweizerbart'sche Verlagsbuch handlung. Stuttgart.
- Leps, J. y Smilauer, P. (1999). *Multivariate Analysis of Ecological Data*. České Budjovice: University of South Bohemia.
- Magurran, A. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princeton University Press.
- Margalef, R. (1974). *Ecología*. Barcelona: Ed. Omega.
- McAlice, B. (1971). Observations on the small-scale distributions of estuarine phytoplankton. *Marine Biology*, 7: 100-111.
- Mercado, L y Gómez, N. (2000). Structural analysis of the phytoplankton of the Paraná de las Palmas River (Lower Paraná). *Archiv für Hydrobiologie*, 11(4), 453-471. doi:10.1127/lr/11/2000/453.
- Mitsch, W. y Gosselink, J. (2000) *Wetlands*. (Humedales.) New York: John Wiley and Sons, LTD.
- Oddi, J. y Kandus, P. (2011). Bienes y servicios de los humedales del Bajo Delta Insular. En: Quintana, R., Villar, V., Astrada, E., Saccone P. & Malzof, S. eds. *El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sustentable* (pp.:135-146). Buenos Aires: Apendelta.
- O'Farrell, I., Izaguirre, I. y Vinocur, A. (1996). Phytoplankton ecology of the Paraná River (Argentina). *Archiv für Hydrobiologie*, Supplement, 115 (1), 75-89.
- Orfeo, O. y Stevaux J. (2002). Hydraulic and morphological characteristics of middle and upper reaches of the Paraná River (Argentina and Brazil). *Geomorphology*, 44, 309-332.
- Padisak, J., Crossetti, L.O. y Naselli-Flores, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with

- updates. *Hydrobiologia*, 621, 1–19.
- Pesce, S. y Wunderlin, D. (2000). Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia river. *Water Research*, 34(11), 2915–2926.
- Puig, A., Olguín Salinas, H. y Borús, J. (2015). Relevance of the Paraná River hydrology on the fluvial water quality of the Delta Biosphere Reserve. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 11430–11447. doi: 10.1007/s11356-015-5744-4.
- Quintana, R. y Bó, R. (2011). ¿Por qué el Delta del Paraná es una región única en la Argentina? En: Quintana, R., Villar, V., Astrada, E., Saccone P. Y Malzof S., eds. *El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sustentable* (pp. 43-53). Buenos Aires: AprelDelta.
- Quintana, R., Bó, R., Astrada E. y Reeves, C. (2014). *Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná*. Buenos Aires: Penedo, C. & Blanco, D. (Eds.) Fundación para la Conservación y Uso Sustentable de los Humedales/ Wetlands International LAC.
- Reynolds, C. (1997). *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Oldendorf/Luhe: Excellence in Ecology 9.
- Reynolds, C., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. y Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24(5), 417-428. doi:10.1093/plankt/24.5.417.
- Sabater, S., Donato, J.C., Giorgi, A. y Elosegui, A. (2009). El río como ecosistema. En: Elosegui A. y Sabater S. (Eds). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. (pp 23-37). España: Fundación BBVA.
- Sastre, V., Santinelli, N. y Sedin, M. (1994). Floración de *Aulacoseira granulata* (Ehr). Simonsen (Bacillariophyceae) en el curso inferior del río Chubut. *Revista Brasileira de Biología*, 54 (4), 641–647.
- Sivonen, K. y Jones, G. (1999). Cyanobacterial toxins. (Toxinas cianobacteriales.) En: Chorus, I. & Bartram, J. (Eds.) *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management* (pp 41–111). Londres: E & FN Spon.
- Stanković, L., Vlahović, T., Gligora Udovič, M., Várbíró, G. y Borics, G. (2012). Phytoplankton functional and morpho-functional approach in large floodplain rivers. *Hydrobiologia*, 698(1), 217–231. doi: 10.1007/s10750-012-1148-3.
- Strickland, J. y Parsons, T. (1972). *A Practical Handbook of seawater analysis*. Canada: Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167.
- Vannote, R., Minshall, G., Cummins, K., Sedell, J. y Cushing, C. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130–137.
- Villar, C., Stripeikis, J., Colautti, D., D’huicque, L., Tudino, M. y Bonetto, C. (2001). Metals contents in two fishes of different feeding behavior in the Lower Paraná River and Río de la Plata Estuary. *Hydrobiologia*, 457, 225–233.
- Vollenweider, R., Giovanardi, F., Montarini, G. y Rinaldi, A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9, 329–357. doi: 10.1002/(SICI)1099.
- Withers, P., Jarvie, H. y Stoate, C. (2011). Quantifying the impact of septic tank systems on eutrophication risk in rural headwaters. *Environment International*, 37(3), 644–653.
- Young, K., Morse, G., Scrimshaw, M., Kinniburgh, J., Macleod, C. y Lester, J. (1999). The relation between phosphorus and eutrophication in the Thames catchment, UK. *Science of the Total Environment*, 228, 157–183.