



REVISTA

BIOLOGÍA ACUÁTICA

ISSN 1668-4869

Contenido:

Implementación de una nueva técnica para determinar el estado trófico del Embalse Río Tercero (Córdoba, Argentina) // Productividad, estado trófico y dinámica fitoplanctónica en la laguna Sauce Grande y su afluente homónimo (Pcia. de Buenos Aires, Argentina) // Comparación de los parámetros limnológicos y el zooplancton de un lago somero salino de La Pampa (Argentina) durante dos ciclos anuales con condiciones ambientales diferentes // Un caso inusual de eutrofización en el Embalse Río Tercero: el posible rol de dos bioinvasores // Lagunas periurbanas de Corrientes (Argentina) // Aplicación de índices bióticos basados en diatomeas epífitas sobre *Schoenoplectus Californicus* (C.A. Mey.) Soják, en lagunas pampeanas de Argentina // Impacto del uso del suelo sobre la condición de ribera en arroyos pampeanos y su relación con la estructura de la comunidad de peces

LAGUNAS PERIURBANAS DE CORRIENTES (ARGENTINA): DE LA MESOTROFIA A LA EUTROFIA UN CAMINO DE IDA Y VUELTA EN 20 AÑOS

ALICIA SUSANA GUADALUPE POI^{1,2}, SYLVINA LORENA CASCO^{1,2}, JUAN JOSÉ NEIFF², ROMINA PATRICIA CARNEVALI^{1,2}
Y LUCIANA IRENE GALLARDO^{1,2}

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura (UNNE)

² Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CONICET-UNNE), Corrientes

E-mail: guadalupepoi@gmail.com

ABSTRACT. More than 50,000 sub-rounded shallow lakes fed by rain are found on sandy hills fed by rain in Corrientes Province. We selected two lakes near Saladas city as representative of the wetlands prevailing in the region. The aim of this study is to describe the changes in the ecological state of Soto and Sánchez lakes, from the use of the basin and recurrence of wet and dry periods. Thirty non periodic samplings were carried out in each lake between 1992 and 2014, during years with different rainfall regime. According to the annual precipitation we distinguish three periods: 1992-1999 (with high rainfalls); 2000-2010 (with prolonged droughts) and 2011-2014 (with heavy rains concentrated in autumn and spring). At both lakes the aquatic plant volume infested differed over the years. In the first period, Soto Lake became eutrophic due to illegal sewage connections from a new neighborhood. The high ratio depth/depth of the photic zone indicates the state of turbid water with dominance of cyanobacteria and high mean and maximum chlorophyll *a*. After operation of the treatment plant sewage, Soto Lake became characterized as mesotrophic during the dry period and subsequently oligotrophic. During the study period, Sánchez Lake had clear water with a high phosphorus concentration, but it had a single bloom of cyanobacteria in the last period. In lakes fed by rain, long-term studies that include dry and wet periods allow for more accurate diagnosis of the ecological state. The use of different indicators, besides the nutrient content is recommended to determine the trophic state.

Keywords: shallow lakes, subtropical wetlands, alternative states, eutrophication.

Palabras clave: lagunas someras, humedales subtropicales, estados alternativos, eutrofización.

INTRODUCCIÓN

En el paisaje de la provincia de Corrientes se destacan numerosos cursos de agua orientados con rumbo NE-SO que drenan grandes regiones de esteros y son tributarios del río Paraná. Las lomadas arenosas que los confinan están cribadas por numerosas lagunas pequeñas (< 500 ha) y sub-redondeadas alimentadas por lluvias. La mayoría de ellas tienen baja salinidad, pH variable, buena disponibilidad de oxígeno disuelto en el agua, baja concentración de nitrógeno total y aguas transparentes colonizadas por vegetación sumergida y palustre (Poi y Galassi, 2013).

A nivel internacional (Jeppesen *et al.*, 1998; Jeppesen *et al.*, 1999; Scheffer & Van Ness, 2007) se ha propuesto que los lagos someros con rela-

tiva baja concentración de fósforo total pueden oscilar entre dos estados alternativos: uno de aguas claras con una extensa cobertura de macrófitas sumergidas y elevada transparencia del agua y otro, de aguas turbias con una alta abundancia de fitoplancton (Hipótesis de los Estados Estables Alternativos). A esta variabilidad se suma la compleja interacción entre factores climáticos y de uso de la tierra. La sucesión de períodos secos y lluviosos determina grandes cambios en la superficie de las lagunas someras, pudiendo llegar a secarse algunas de ellas durante sequías prolongadas.

Las lagunas proveen beneficios tales como recreación, pesca, agua para beber e irrigación

y dilución de contaminantes. Por tal motivo muchas ciudades de Corrientes se han construido en las cercanías de las lagunas siendo una práctica frecuente su uso con fines recreativos, especialmente como balnearios. Durante los períodos de sequía se produce, también, la ocupación del área perimetral de las lagunas por asentamientos precarios cuyos pobladores deben ser evacuados a zonas más altas después de las lluvias intensas.

Las diversas actividades humanas implican diferentes impactos sobre los ecosistemas acuáticos, entre los que se destacan: la descarga de aguas servidas no tratadas desde fuentes puntuales y no puntuales y la descarga de efluentes industriales y agrícolas (Tundisi & Matsumura Tundisi, 2008).

La eutrofización cultural es un proceso de alteración significativa de los ecosistemas naturales provocados por la introducción de nutrientes en concentraciones anormales que produce un aumento de la productividad, por lo tanto es preciso generar el conocimiento de base para decidir acciones de protección ambiental. La determinación del estado trófico por medio de índices permite agrupar a los lagos en categorías (oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hiperotróficos) en base al contenido de nutrientes (nitrógeno y fósforo total), la concentración de clorofila *a* y la transparencia del agua (OECD, 1982). Esta clasificación que fue diseñada, en principio, para lagos templados ha sido motivo de discusión en la literatura especialmente en

referencia a los ambientes tropicales que suelen presentar limitación por nitrógeno (Esteves, 2011). Según algunos investigadores (Huszar *et al.*, 1998) el tamaño del fitoplancton así como las especies dominantes, resultan más útiles en la clasificación de lagos tropicales que los criterios basados en la concentración de nutrientes. Además de la condición del lago en sí misma, es importante conocer las características de la cuenca y contemplar una escala temporal amplia (Ryding y Rast, 1992).

El objetivo de este trabajo fue analizar los cambios de estado ecológico de las lagunas Soto y Sánchez entre 1992 y 2014, derivados del uso de su cuenca y de la recurrencia de períodos lluviosos y secos. Se tomaron como indicadores las características físicas y químicas del agua (en especial su contenido de nutrientes), la biomasa del fitoplancton, la vegetación acuática dominante y los invertebrados que la habitan.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Las lagunas Soto ($28^{\circ}15'12''$ S, $58^{\circ}38' 4''$ O) y Sánchez ($28^{\circ}15'55''$ S, $58^{\circ}38'34''$ O) están localizadas en las lomadas arenosas que confinan la cuenca del río Santa Lucía, el cual drena los esteros homónimos. Se posee poca información sobre estos humedales que lindan con los esteros del Batel- Batelito e Iberá (Poi y Galassi, 2013), a pesar de ser parte de la región del Iberá que es un área de alta diversidad.



Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Ambas lagunas (Figura 1) son adyacentes a la ciudad de Saladas (Corrientes), cuya población actual se aproxima a los 24.000 habitantes, 51% corresponde a población urbana y 49% vive en el área rural. El tejido urbano tiene densidad media de 10 habitantes por hectárea. La laguna Soto es muy valorada por sus pobladores que la utilizan como sitio de recreación y parte de ella fue convertida en Balneario Municipal. Saladas pertenece, según la clasificación en zonas agro-económicas homogéneas del INTA (2009), a la región II que corresponde a la zona hortícola, citrícola y forestal del centro oeste de la Provincia de Corrientes.

El clima del área es subtropical húmedo o termal, con veranos cálidos y prolongados e inviernos breves y pocos rigurosos (Bruniard, 1999). Las heladas son poco frecuentes, con 320 a 360 días libres de heladas (Carnevali, 1994). Entre 1992 y 2014 se realizaron 30 muestreos no periódicos, en cada laguna, en primavera, verano, otoño e invierno durante años con diferente régimen de lluvias para incluir la variación interanual. Para caracterizar el estado ecológico de las lagunas se utilizaron los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua. La temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto en agua fueron medidos con conductímetro y oxímetro polarográfico portátil. El pH fue medido en campo con peachímetro digital. La concentración de clorofila *a*, utilizada para estimar la biomasa del fitoplancton, fue medida por el método fluorométrico (APHA, 1975) en muestras de agua de 500 ml tomadas subsuperficialmente. Los análisis se efectuaron después de 12 hs. de maceración en acetona de las algas suspendidas en el agua y retenidas en filtros de fibra de vidrio GFC de 0,7 a 1,2 μm . La concentración de nitrógeno total (nitritos + nitratos + amonio) y la de fósforo total fueron medidas por colorimetría (APHA, 1995).

Para comparar la turbidez se utilizó el cociente entre la profundidad media de cada laguna y la profundidad de la zona fótica (P/ZF), medida en cada muestreo con el disco de Secchi (Quirós *et al.*, 2002).

El volumen de infestación por plantas sumergidas fue calculado como el producto del porcentaje de cobertura y la altura de las plantas, dividido por la profundidad del agua y por plantas flotantes libres fue calculado de la misma manera pero considerando la longitud

de las raíces en lugar de la altura de las plantas (Meerhoff *et al.*, 2003).

Los organismos asociados a la vegetación acuática sumergida y flotante fueron colectados con una red de 35 cm de diámetro y 500 μm de apertura de malla que delimita un área de 962 cm^2 durante primavera y verano (Poi de Neiff & Carignan, 1997). La información del fito y zooplankton fue extraída de Poi de Neiff *et al.* (1999 b), Frutos *et al.* (2009) y Neiff *et al.* (2008).

Para el análisis de la variación de la lluvia caída se utilizó la información producida por el INTA (Estación Bella Vista). La elasticidad (Neiff, 2001) fue estimada como el cociente entre la superficie de cada laguna en la fase de máximo anegamiento y la superficie en la sequía extrema, utilizando imágenes Google Earth de septiembre de 1998 y octubre de 2009, respectivamente.

La relación entre los principales parámetros físicos y químicos del agua (conductividad eléctrica, pH, contenido de oxígeno disuelto, cociente P/ZF, concentración de clorofila *a*, concentración de nitrógeno total y de fósforo total) de ambas lagunas en los distintos períodos de muestreo fue examinada con el análisis de componentes principales (ACP) utilizando el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2015). Los datos fueron transformados $\log(x+1)$ para reducir la heterogeneidad de las varianzas en caso que fuera necesario.

RESULTADOS

La serie histórica de lluvias (Figura 2) pone en evidencia que las lagunas se localizan en una zona de contacto inestable que determina un régimen poco predecible de precipitaciones. Los valores mensuales máximos registrados (427,7 y 394,8 mm) ocurrieron en enero de 1992 y abril de 1998, coincidentemente con los dos últimos fenómenos de "El Niño" del siglo XX (Figura 2a). Durante estos años, la cantidad de lluvia total anual acumulada fue de 1932,1 mm (1998) y 1834,4 mm (1992). Desde 1999 comienza a evidenciarse valores anuales acumulados menores, lo que es más notorio desde 2004. El prolongado período seco tuvo registros anuales inferiores a 1400 mm anuales y en el año 2008 sólo 850,4 mm (Figura 2b). Esta sequía, con menores valores de humedad relativa del ambiente, fuerte insolación y reducción de

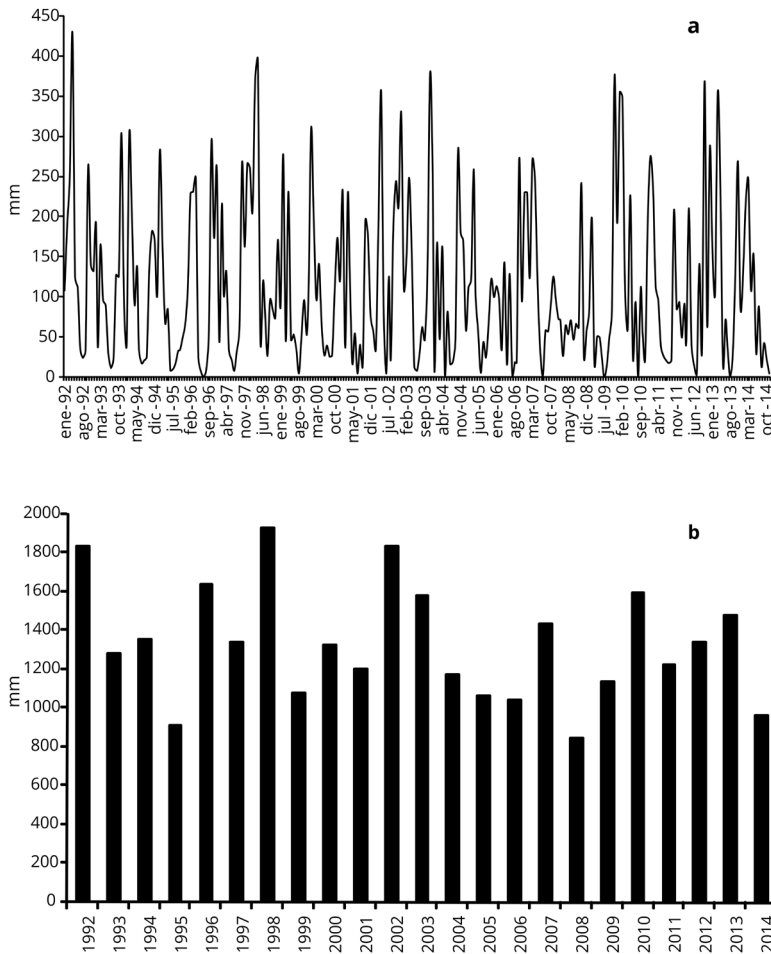


Figura 2. Lluvia caída en la localidad de Bella Vista durante el período 1992-2014. **2a.** Valores mensuales. **2b.** Valores anuales.

las precipitaciones, ocasionó una disminución importante del tapiz herbáceo de la matriz del paisaje y un aumento de las gramíneas fasciculadas (fisonomía de pajonales); reducción del número y de la superficie de los cuerpos de agua menores de dos metros de profundidad. El período 2011-2014, corresponde a una fase climática con volumen de lluvias superior a la media anual. Desde octubre de 2013 se observó una concentración estacional de las precipitaciones, acumulándose 965,7 mm en la primera mitad de 2014 (Figura 2 a y b).

De acuerdo con la precipitación caída en la cuenca, distinguimos tres períodos: 1992-1999 caracterizado por elevados aportes de lluvias,

2000-2010 durante la prolongada sequía y 2011-2014 con lluvias abundantes concentradas en otoño y primavera.

El tamaño y profundidad de la laguna Soto varió durante el período de estudio en función de las lluvias y el cociente de elasticidad fue 1,09. La concentración de oxígeno disuelto se mantuvo elevada en todos los muestreos y el pH en el rango alcalino (Tabla 1). Durante el período 1992-1999 la laguna tuvo dos episodios de eutrofización tal como lo indican Poi de Neiff *et al.* (1999b). El primero se inició en 1992 y fue causado por efluentes de aguas residuales proveniente de un nuevo barrio. El segundo episodio se produjo en 1998, después

Tabla 1. Condiciones limnológicas de las lagunas estudiadas durante el período 1992-2014.

	1992-1999		2000-2010		2011-2014	
	Soto	Sánches	Soto	Sánches	Soto	Sánches
Cociente P/ZF	5,6	2,5	0,9	0,3	0,7	1,8
Nitrógeno total (µg/L)	95,2	83,9	208,3	41,7	33,3	118,3
Fósforo total (µg/L)	56,8	142,7	98,3	219,3	84,1	141,3
Clorofila <i>a</i> promedio (µg/L)	77,1	8,7	6,8	8,3	<5	112,9
Máxima Clorofila <i>a</i> (µg/L)	220,0	35,0	10,0	10,0	5,0	450,0
Oxígeno disuelto (mg/L)	9,97±1,6	7,6±1,43	7,3±3,1	6,3±1,4	7,6±2,3	8,2±1,2
pH	8,4±1,3	6,98±0,4	8,4±1,1	7,5±1,0	8,3±1,1	7,1±0,8
Conductividad (µS/cm)	121,8 ±36,8	55,6±10,4	225,0±109,3	72,5±15,2	140,0±30,2	64,2±7,97
Vegetación dominante	<i>Salvinia biloba</i>	<i>Egeria najas</i> <i>Salvinia biloba</i>	<i>Egeria najas</i> <i>Salvinia biloba</i>		<i>Egeria najas</i> <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Salvinia biloba</i>	<i>Egeria najas</i> <i>Salvinia biloba</i>
Índice de infestación	0,05	0,20	0,17		0,44	0,25

del fenómeno “El Niño”, cuando toda la ciudad se inundó (Frutos *et al.*, 2009). Durante el episodio de eutrofia inducida, se produjo disminución en la transparencia del agua debido a la dominancia de cianobacterias, especialmente *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing y la concentración máxima de fósforo, nitrógeno y clorofila *a* llegó a 200 µg/L, 765 µg/L y 220 µg/L, respectivamente. La baja transparencia del agua (disco de Secchi entre 0,27 y 0,78 m) durante la máxima profundidad de la laguna dio como resultado un alto cociente P/ZF promedio (Tabla 1), lo que indica el estado alternativo de aguas turbias. En este período el zooplancton estuvo compuesto por *Keratella cochlearis* forma *tecta* (Gosse, 1851), *Filinia* spp., *Keratella americana* (Carlin 1943), *Trichocerca similis* (Wierzejski, 1893) y *Brachionus havanaensis* (Rousselet, 1911) si bien la primera especie superó el 50% de la abundancia total del zooplancton (Frutos *et al.*, 2009). La vegetación dominante fue *Salvinia biloba* Raddi, pero con bajo nivel de infestación. Asociado a esta planta acuática se registró un alto número de invertebrados por m² cubierto por la carpeta flotante (108087), lo que representa 71298 invertebrados por kg de peso seco de vegetación. Los ostrácodos representaron más del 50% de la abundancia total.

En el año 2000 comenzó a funcionar la planta de tratamiento de agua para evitar el vertido de los efluentes a la laguna Soto. En el período 2000-2010 la laguna pasa al estado alternativo

de aguas claras indicado por la disminución del cociente P/ZF (Tabla 1) y presentó cobertura de plantas acuáticas sumergidas (*Egeria najas* Planch.) con índice de infestación de 0,17. La concentración máxima y promedio de clorofila *a* disminuyó respecto del período anterior. Debido a la sequía prolongada, la laguna decreció en profundidad, la conductividad del agua aumentó y el pH se mantuvo en el rango alcalino (Tabla 1). En 2008 el fitoplancton estuvo compuesto mayoritariamente por Chlorophyta y, en menor proporción, por formas filamentosas del género *Lyngbya* (Cyanophyta), no observándose formas coloniales del género *Microcystis* (Neiff *et al.*, 2008).

El zooplancton tuvo baja abundancia y estuvo representado por estadios larvales de Copepoda y rotíferos del género *Lecane* que es típico de áreas vegetadas (Frutos *et al.*, 2009). Los invertebrados asociados a *E. najas* fueron muy abundantes (549315 ind/ kg de peso seco de vegetación) con alta proporción de copépodos (41%). El camarón *Pseudopalaemon bouvieri* Sollaud fue muy abundante en esta laguna donde sus poblaciones llegaron a 1300 individuos por kg de peso seco de vegetación.

Los aportes de lluvias durante el período 2011-2014 permitieron el aumento en profundidad de la laguna Soto que se mantuvo en el estado de agua claras de acuerdo al cociente P/ZF y la concentración máxima y media de clorofila *a* (Tabla 1). La conductividad del agua disminuyó y el pH se mantuvo en el rango alcalino. En los dos

primeros períodos de la laguna Soto el cociente N/P fue 1,67 y 2,11 respectivamente. En cambio en el último período la laguna estuvo limitada por nitrógeno con un valor de N/P de 0,39. En 2011 la vegetación sumergida fue erradicada del área del balneario por métodos mecánicos, con fines recreativos y se efectuó la siembra de distintas especies de peces, sin estudios previos.

Las plantas flotante libres (*S. biloba*) sirven de hábitat a una colectividad de invertebrados que llega a 146605 individuos por kg de peso seco de vegetación, cifra semejante a la registrada en la vegetación sumergida (140242 individuos, en *E. najas*).

Durante el período de estudio el pH (ANOVA, $F = 22,79$, $p < 0,0001$) y la conductividad del agua (ANOVA, $F = 105,47$, $p < 0,0001$) fueron significativamente menores en la laguna Sánchez que en la laguna Soto, en cambio, la concentración del oxígeno disuelto no presentó diferencias significativas (ANOVA, $F = 1,08$; $p = 0,3023$).

En la laguna Sánchez el cociente P/ZF se mantuvo debajo de 2,29 decreciendo en el período 2000-2010, aumentando nuevamente en el período 2011-2014. La profundidad decreció durante la sequía prolongada y la laguna se secó en 2009. Por tal motivo su cociente de elasticidad (4,29) es mayor que el de la laguna Soto. En el período 1992-1999 el fitoplancton estuvo compuesto por algas de pequeño tamaño del género *Cryptomonas* (Cryptophyta) y diato-

meas, como *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen y el zooplancton estuvo dominado por rotíferos (*K. cochlearis* y *Polyarthra* spp.). La abundancia de los invertebrados que habitan las frondes de *S. biloba* (9951 ind/m² y 7619 ind/kg de peso seco de vegetación) fue 10 veces menor que la registrada en la laguna Soto.

En el período 2000-2010 la concentración máxima de clorofila *a* (como indicadora de la biomasa de algas) disminuyó a 10 µg/L y las algas más abundantes del fitoplancton (Neiff et al., 2008) fueron Cyanophyta y Cryptophyta (*Cryptomonas* spp.). El zooplancton de la laguna Sánchez (Frutos et al., 2009) tuvo baja abundancia (menor de 100 ind/L) y las especies dominantes fueron rotíferos (*K. cochlearis*). No se observaron floraciones de algas en el siguiente período con excepción de un muestreo realizado después de lluvias intensas (noviembre de 2014) en el cual se observó una floración de *Anabaena* sp. y el valor máximo de concentración de clorofila *a* (Tabla 1). En este último período la abundancia de invertebrados fue baja si se la compara con la indicada para la laguna Soto, tanto al analizar las carpetas de *S. biloba* (33161 ind/kg peso seco de vegetación) como las praderas sumergidas de *E. najas* (9149 ind/kg peso seco de vegetación) durante el verano.

El cociente N/P fue siempre inferior a 1 (Tabla 1), por lo que esta laguna estuvo limitada por la disponibilidad de nitrógeno durante todo

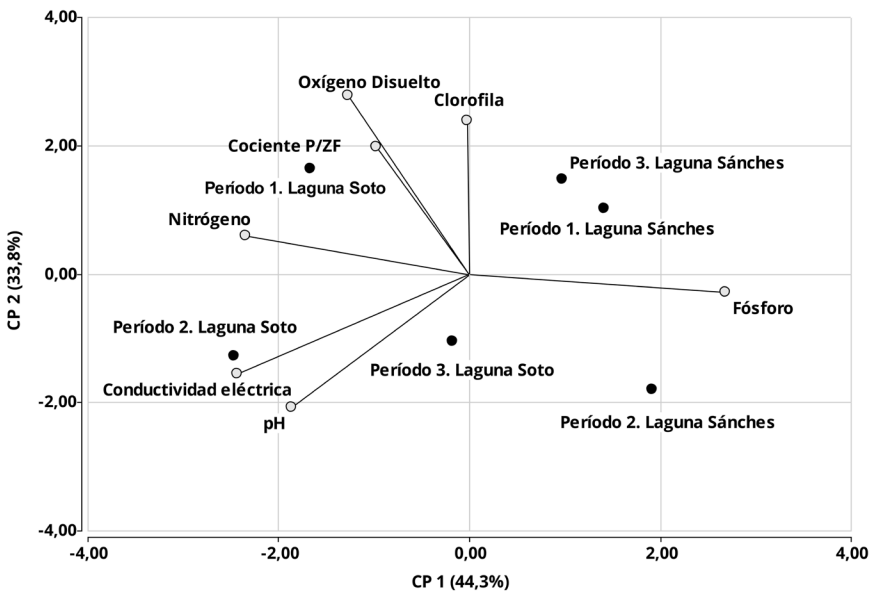


Figura 3. Relación entre variables ambientales (vectores con círculos grises) y lagunas (vectores con círculos negros) en los tres períodos: Período 1 (1992-1999); Período 2 (2000-2010) y Período 3 (2011-2014).

el período de estudios.

Durante el período de sequía la vegetación palustre que rodeaba a la laguna fue erradicada y el área litoral de la laguna fue utilizada para cría de ganado vacuno. Cuando la laguna comenzó a llenarse en el período 2011-2014 la materia orgánica aportada por el ganado se incorporó a la laguna por escorrentía.

El ACP (Figura 3) aplicado a las características ambientales, segregó a la laguna Sánches de la laguna Soto. El período de sequía prolongada (2) de la primera laguna es segregado de los períodos 1 y 3. En la laguna Soto el período 1 se separa claramente del 2 y del 3. El fósforo es la variable que otorgó el mayor aporte a la componente principal 1 (0,95). Las variables clorofila (0,74) y oxígeno disuelto (0,86) representaron los mayores aportes en la conformación de la componente 2. El porcentaje acumulado de varianza explicada por las dos primeras componentes alcanzó 78%. El ACP valida los períodos seleccionados a priori en función de las características de las lluvias caídas en la cuenca.

DISCUSIÓN

Según los valores límites de la transparencia del agua, fósforo total, clorofila *a* promedio y máxima fijados por la OECD (Ryding y Rast, 1992), la laguna Soto fue eutrófica en el período 1992-1999. La dominancia de cianobacterias, la alta proporción de rotíferos indicadores y la alta abundancia de invertebrados apoyan esta categorización. Sin embargo la concentración de nitrógeno total está por debajo de los límites fijados por la citada bibliografía. En el período 2000-2010 la laguna pasa a un estado de mesotrofia y de oligotrofia en 2011-2014, disminuyendo los citados parámetros, pero manteniendo una alta carga de fósforo total. La laguna Sánches puede ser categorizada como mesotrófica o eutrófica en el período bajo el efecto del fenómeno "El Niño", según que parámetro se considere, aunque no desarrolló floraciones de cianobacterias. En el período 2011-2014 es una laguna de aguas claras en la mayoría de los muestreos, pero eutrófica debido a los valores promedio y máxima de clorofila *a* (debido a una floración de cianobacterias) y la alta concentración de fósforo. Esto pone en evidencia que en clima subtropical las lagunas son muy dinámicas cuando se analizan diferentes períodos climáticos y, en algunos ca-

sos, la clasificación trófica no es fácil de asignar con los modelos de los climas templados.

Por ejemplo, si utilizamos los valores límites de la medida del disco de Secchi propuestos para la eutrofia de lagos templados (entre 1,5 y 3 m) la mayoría de los lagos someros pertenecen a la categoría de eutróficos por su baja profundidad. En cambio la relación P/PZF resultó de mayor utilidad al relacionar la profundidad con la transparencia del agua medida con el disco de Secchi.

La vegetación sumergida tuvo valores altos de infestación en los períodos de aguas claras y una especie de planta acuática flotante libre (*Salvinia biloba*) colonizó las lagunas en condiciones de limitación por nitrógeno. En la literatura internacional (Scheffer & Van Ness, 2007) se menciona que en el período de aguas claras la invasión de las plantas flotantes libres está impedida por la reducida disponibilidad de nutrientes. Sin embargo en un trabajo previo, realizado en condiciones experimentales se encontró que *S. biloba* puede duplicar su biomasa cada 10 días en condiciones de limitación por nitrógeno (Casco *et al.*, 2003) en las lagunas de Corrientes.

La vegetación sumergida debe ser conservada en estas lagunas por ser el hábitat donde se desarrollan un alto número de invertebrados que constituyen el alimento para los peces (Poi de Neiff *et al.*, 1999 a) y para otras comunidades. Además, en las praderas de *Egeria najas* se desarrolla y reproduce el camarón *Pseudopalemon bouvieri* que tiene una distribución restringida, a los cuerpos de agua de la Mesopotamia argentina. Esta especie presenta un desarrollo larval completamente abreviado y de los huevos eclosionan individuos con características semejantes a pequeños adultos, lo que es interpretado como una adaptación a las aguas con baja salinidad (Carnevali, 2012; Carnevali *et al.*, 2012). La abundancia de invertebrados fue muy alta durante los eventos de eutrofización, lo que probablemente se relacione con la alta concentración de oxígeno disuelto en ambas lagunas.

Son necesarios estudios a largo plazo en lagunas alimentadas por lluvias que contemplan períodos secos y lluviosos para dar un diagnóstico preciso del estado ecológico. En ese contexto el cociente de elasticidad es una medida de suma utilidad. En lagunas tropicales

y subtropicales con limitación de la producción primaria por nitrógeno es necesario el análisis de distintos indicadores, además de contenido de nutrientes. La concentración de clorofila *a* planctónica respondió al ingreso de nutrientes pero la especie dominante de algas varió en las diferentes floraciones ocurridas en las dos lagunas.

Las lagunas someras estudiadas tienen flujos horizontales con las áreas aledañas a través de fuentes difusas no solo de aportes de efluentes sino del área litoral en forma de materia orgánica muerta. El tratamiento del estado trófico de estos cuerpos de agua requiere un abordaje diferente porque éstas tienen un contacto periódico con las áreas de aporte y no se comportan como sistemas de tendencia casi cerrada de circulación vertical como los lagos profundos.

De acuerdo a Tundisi & Matsumura Tundisi (2008) los índices tróficos funcionan como referencias y permiten seguir las alteraciones cuantitativas que ocurren en los lagos, en respuesta al aporte de nutrientes. Por tal motivo, las adaptaciones a las características de los lagos someros tropicales y subtropicales, constituyen una herramienta útil para medir la recuperación de los cuerpos de agua y prevenir su eutrofización.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al personal técnico del CECOAL por su colaboración en los trabajos de campo y en los análisis químicos de las muestras de agua. Al personal de la Municipalidad de Saladas. A las alumnas de la FACENA (UNNE), Cecilia Yaya y Andrea Romero, que colaboraron con los muestreos en el último período, realizando sus trabajos finales de graduación en ambas lagunas. El trabajo fue financiado con el proyecto "Análisis del estado ecológico de lagunas periurbanas (Corrientes, Argentina)" PI 2011Q001 SGCYT (UNNE).

REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WEF. (1975).** Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14th edition. Washington: Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Greenberg, A.E. (Eds.).
- APHA, AWWA, WEF. (1995).** Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th edition. Washington: Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Greenberg, A.E. (eds.).
- Bruniard, E. (1999).** Los Regímenes hídricos de las Formaciones Vegetales. Aporte para un Modelo Fitoclimático Mundial. Resistencia: Ed. EUDENE.
- Casco, S.L., Poi de Neiff, A., Frederigi Benassi, R. & Neiff, J.J. (2003).** Crescimento de plantas flutuantes livres em condições limitantes de nitrogênio. *Iheringia (Botánica)*, 58: 181-193.
- Carnevali, R. (1994).** Fitogeografía de la provincia de Corrientes. Corrientes: Ed. Gobierno de la Provincia de Corrientes.
- Carnevali, R.P. (2012).** Aspectos biológicos y ecológicos de *Pseudopalaemon bouvieri* Sollaud, 1911 (Crustacea, Palaemonidae) en lagunas de la provincia de Corrientes. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes.
- Carnevali, R.P., Collins, P.A. & Poi de Neiff A.S.G. (2012).** Trophic ecology of the freshwater prawn, *Pseudopalaemon bouvieri* (Decapoda: Palaemonidae) in Northeastern Argentina, with remarks on population structure. *Revista de Biología Tropical*, 60: 305-316.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., González, L., Tablada, M. & Robledo C.W. (2015).** *InfoStat versión 2015*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Esteves, F.A. (2011).** Fundamentos de Limnología. Rio de Janeiro: Editora Intêrciencia/FINEP.
- Frutos, S.M., Poi de Neiff, A. & Neiff, J.J. (2009).** Zooplankton abundance and species diversity in two lakes with different trophic states (Corrientes, Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21: 367-375.
- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S., Domingos, P., Marinho, M. & Melo, S. (1998).** Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. *Hydrobiologia*, 369/370: 59-71.
- INTA. (2009).** Zonas Agro-Económicas Homogéneas Corrientes. En: Acosta F., Giménez, L., Richieri, C., Calvi, M. (Eds.): Estudios socio-económicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales, 8: 1-75. Buenos Aires: INTA.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (Eds.) (1998).** The

structuring role of submerged macrophytes in lakes. Ecological Studies. Nueva York: Springer-Verlag.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M. & Lauridsen T. (1999). Trophic dynamic in turbid and clear water lakes with emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia*, 408-409:217-231.

Meerhoff, M., Mazzeo, N., Moss, B. & Rodríguez-Gallego, L. (2003). The structuring role of free floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecology*, 37: 377-391.

Neiff, J.J. (2001). Diversity in some tropical wetland systems of South America. En: Gopal, W., Junk, J., Davis, J.A. (Eds.). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Volume 2 (1-60 p). The Netherlands: Backhuys Publishers, Leiden.

Neiff, J.J., Ramos, A.O., Cáceres, J.R., Zalocar, Y., Frutos, S.M., Forastier, M., Poi de Neiff, A.S.G., Carnevali, R. y Casco, S.L. (2008). Calidad de las aguas de la Laguna Soto, Saladas, Corrientes, Argentina. Informe técnico de circulación restringida. Municipalidad de Saladas (Corrientes).

OECD -Organization for Economic Cooperation and Development-. (1982). Eutrophication of Waters. Monitoring, assessment and control. Final Report. OECD, Paris. 154 p.

Poi de Neiff, A. & Carignan, R. (1997). Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 345: 185-196.

Poi, A. & Galassi, M.E. (2013). Sistema 4c - Humedales de los grandes esteros de la provincia de Corrientes. En: Benzaquen, L., Blanco, D., Bó, R., Kandus, P., Lingua, G., Minotti, P., Quintana, R., Sverlij, S., Vidal, L. (Eds.). *Inventario de los humedales de Argentina: sistemas de paisajes de humedales del corredor fluvial Paraná Paraguay*. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 223-232 p. Proyecto GEF 4206 PNUD ARG 10/003. Buenos Aires.

Poi de Neiff, A., Canon Verón, M. y Frutos, S.M. (1999a). Relaciones tróficas entre peces, macroinvertebrados y zooplancton en una laguna eutrófica (Corrientes, Argentina). *Comunicaciones Científicas y Tecnológicas de la UNNE 1999*. URL <http://www.unne.edu.ar/unnevieja/Web/cyt/cyt/cyt2000.htm>. EUDENE.

Poi de Neiff, A., Neiff, J.J., Patiño, C.A., Ramos, A.O., Cáceres, J.R., Frutos, S.M. y Canon Verón, M. B. (1999 b). Estado trófico de dos lagunas en planicies anegables con áreas urbanas. *FACENA*, 15: 93-110.

Quirós, R., Rosso, J.J., Renella, A., Sosnovsky, A. y Boveri, M. (2002). Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interiencia*, 27(11): 584-591.

Recibido: 16 de abril de 2016 - Aceptado: 01 de julio de 2016

UN CASO INUSUAL DE EUTROFIZACIÓN EN EL EMBALSE RÍO TERCERO: EL POSIBLE ROL DE DOS BIOINVASORES

ALEJANDRO MARIÑELARENA^{1,2}, MARÍA E. MAC DONAGH³, JORGE DONADELLI^{1,4} Y MARÍA A. CASCO^{3,4}

¹Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CCT La Plata, CONICET-UNLP)

²Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), Buenos Aires

³División Ficología, Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP)

⁴Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

E-mail: alemar@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. Trophic state is usually defined by the concentrations of total phosphorus and chlorophyll a. Besides the input of nutrients from catchment, internal processes can modify the trophic state in reservoirs and lakes. Embalse Río Tercero is a multipurpose reservoir that has been object of a limnological study since 1996, as a requirement of the Nuclear Power Plant that uses the water for cooling. Invasive species have been reported in this reservoir: the mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), since 1996 and the dinoflagellate *Ceratium hirundinella* (O. F. Müller) Dujardin, 1841, since 1999. As a result of their successful colonization, some characteristics of water quality and plankton composition have been modified. Despite this, during a long time period, trophic state has not been modified. However, since 2013 noticeable increases in phosphorus and chlorophyll a have been detected, and *C. hirundinella* reached exceptional abundances and became the dominant algae. Coincidentally, *L. fortunei* almost disappeared without any apparent reason. We intended to interpret the long-term tendencies of main trophic variables, and hypothesized some explanations for the population changes of *C. hirundinella*.

Keywords: long-term changes, invador species, *Ceratium hirundinella*, *Limnoperna fortunei*.

Palabras clave: cambios de largo plazo, especies invasoras, *Ceratium hirundinella*, *Limnoperna fortunei*.

INTRODUCCIÓN

El estado trófico de un lago o un embalse es el resultado de los aportes de nutrientes provenientes de la cuenca de drenaje, de las características de la cubeta (Knoll et al., 2015) y de los procesos metabólicos de su biota, entre otros factores (Gabellone y Casco, 2006). La eutrofización en embalses puede ser favorecida por las políticas de uso inadecuadas, los vertidos directos sobre el cuerpo de agua, y la solubilización de nutrientes a partir de vegetación terrestre preexistente (Gabellone y Casco, 2006). En los casos en que existe control sobre estos factores, la tasa de renovación del agua y la biota son variables clave en el proceso de eutrofización de embalses (Vollenweider, 1976; Ryding y Rast,

1992; Mac Donagh, 2007).

Las variables más comúnmente usadas para definir el estado trófico de un cuerpo de agua son las concentraciones de fósforo total (PT) como nutriente esencial y de clorofila *a* (Clor *a*) como variable respuesta directa a la anterior (Vollenweider, 1976; Carlson, 1977; Rast *et al.*, 1992). Estas variables condicionan el comportamiento del sistema y afectan otras variables que se relacionan con la calidad del agua, como la transparencia y la concentración de oxígeno disuelto.

El ingreso de especies exóticas en un ambiente puede ocurrir por distintas vías de inoculación, ya sea a través de tributarios, por

aeroplancton, transporte por animales o por actividades humanas. La permanencia y desarrollo poblacional dependerá principalmente de los requerimientos y estrategias reproductivas de la especie invasora. Ejemplos notorios de invasores en ambientes acuáticos en Sudamérica son las algas como la diatomea *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Schmidt 1899 (Sala *et al.*, 2012; Sastre *et al.*, 2013) o el dinoflagelado *Ceratium* Schrank 1793 (Mac Donagh *et al.*, 2005; Cavalcante *et al.*, 2013) y los bivalvos *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Darrigran & Damborenea, 2011) y en el Hemisferio Norte, *Dreissenia polymorpha* Pallas, 1771 (Johnson & Padilla, 1996). La llegada de especies invasoras normalmente cumple un ciclo de colonización caracterizado por un crecimiento poblacional explosivo poco tiempo después de la introducción, seguido por una fase de declinación y luego una de estabilización (Correa *et al.*, 2015).

El modo en que las especies invasoras interactúan con el ambiente y el grado en que ellas modifican las características ecológicas de los sistemas se ha explicado mediante dos modelos teóricos llamados “drivers” (conductores) y “passengers” (pasajeros). En el primero, la especie invasora establece fuertes interacciones con la comunidad invadida e influye en su modificación, mientras que en el segundo la especie invasora tiene un rol más pasivo, y se desarrolla plenamente cuando las condiciones del ambiente colonizado son óptimas (MacDougall & Turkington, 2005). En el caso del Embalse Río Tercero (ERT) existen especies invasoras que podrían corresponder con el concepto de “drivers” influyendo en el estado trófico y en la estructura de la comunidad, o con el de “passengers” en el caso de que las variaciones poblacionales dependan de las oportunidades del ambiente.

Una de las principales dificultades para comprobar si los cambios observados en las características ambientales se deben a la presencia de bioinvasores es que en general los ambientes invadidos están sometidos también a fuertes alteraciones antrópicas y entonces resulta difícil distinguir cuál de estos factores es la causa de los cambios en el ambiente (MacDougall & Turkington, 2007). Especialmente en ecosistemas acuáticos continentales, la principal causa antrópica de los cambios en la diversidad y que dificulta el análisis del efecto de los bioinvasores es el manejo de las variables hidrológicas (Light

& Marchetti, 2007).

El Embalse Río Tercero es un ejemplo de sistema en el que la regulación de las condiciones hidráulicas y el uso del suelo en la cuenca no han variado significativamente durante décadas. Por otro lado las particulares normas de manejo de este embalse impiden que se alcancen grandes bajantes, y la salida de agua por turbinas hidroeléctricas es limitada y poco variable a lo largo del tiempo, por lo que puede considerarse un sistema relativamente estable (Mac Donagh, 2007). Durante un período prolongado (1996-2012) el embalse mantuvo un estado entre oligo y mesotrófico (Mac Donagh *et al.*, 2014).

En los últimos veinte años en el ERT, han sido detectadas dos nuevas especies invasoras *L. fortunei* y *Ceratium hirundinella* y se han analizado sus efectos en el embalse durante períodos relativamente cortos (Mac Donagh *et al.*, 2005; Boltovskoy *et al.*, 2009), pero no se han realizado hasta el momento estudios de largo plazo sobre estos bioinvasores en el sistema.

El bivalvo invasor *L. fortunei*, o mejillón dorado, oriundo del sudeste asiático y que ingresó en Argentina en 1990 por el Río de la Plata (Pastorino *et al.*, 1993), se detectó por primera vez en el embalse en 1996 (Casco, com. pers.), se observó la colonización de las orillas a simple vista en el año 2003 (Hechem, com. pers.) y se reportaron elevadas densidades de larvas en 2005 y 2006 (Perepelizin, 2011) y de adultos en 2006 (Boltovskoy *et al.*, 2009). Debido a su hábito alimentario filtrador y a la formación de pseudoheces este bivalvo contribuye al aumento de la transparencia del agua y al transporte y acumulación de materia orgánica hacia los sedimentos (Darrigran & Damborenea, 2011). En el ERT, durante el auge de *L. fortunei* disminuyó el material particulado en suspensión provocando un aumento en la penetración de la luz (Boltovskoy *et al.*, 2009). Sin embargo, en los últimos años se ha reportado la disminución de las poblaciones de *L. fortunei* en el ERT (Correa *et al.*, 2015). Por otro lado, los estudios de largo plazo mostraron que el mejoramiento del estado trófico del embalse debido al auge del bivalvo no fue permanente, por lo que es necesario analizar las posibles relaciones entre los bioinvasores y los cambios recientes ocurridos en el estado trófico.

El dinoflagelado *C. hirundinella* es un organismo común en cuerpos de agua templados y subtropicales del Hemisferio Norte, pero menos

mencionado en el Hemisferio Sur. Desde 1990 se reportó en lagos del sur de Chile y desde 1996 se registraron densas floraciones en lagos y embalses de Argentina con distinto estado trófico y pertenecientes a cuencas no relacionadas entre sí (Mac Donagh *et al.*, 2005). Se detectó por primera vez en el ERT en 1999 (Casco *et al.*, 2002), encontrándose la formación masiva de quistes en el verano 1999-2000 como rasgo característico de la fase invasiva (Mac Donagh *et al.*, 2005). Las características morfológicas y eco-fisiológicas que definen el éxito de su estrategia son su gran tamaño, la forma celular que dificulta su ingesta, la movilidad por flagelos, el modo de nutrición variable, la absorción lujuriosa de fósforo (Pollinger, 1988), y la capacidad de formación de quistes de origen sexual o asexual que permanecen en el sedimento durante los periodos de condiciones ambientales adversas (Rengefors, 1997; Rengefors & Anderson, 1998; Rengefors *et al.*, 1998; Pollinger *et al.*, 1993).

En este trabajo se analizan los cambios observados en el funcionamiento del lago en cuanto al estado trófico y se postulan hipótesis acerca de su posible relación con las variaciones en la abundancia de las especies invasoras de moluscos y dinoflagelados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Embalse del Río Tercero (32°13' S, 64°26' O) está ubicado en la provincia de Córdoba, República Argentina. A nivel de vertedero, tiene un área de 46 km², un volumen actual de 480 hm³ y profundidad máxima y media de 35 m y 12,5 m, respectivamente (Figura 1). Desde su construcción en 1936 cumple con fines múltiples: retención de crecientes, aprovechamiento hidroeléctrico y riego y además desde 1983 se utiliza el agua para el enfriamiento de la Central Nuclear Embalse (CNE).

La CNE (600 MW) toma agua de 15 m de profundidad (33 m³/s), la hace circular por su sistema de enfriamiento y la devuelve, a través de un canal de 6 km, al cauce de uno de los tributarios, el río Quillínz. Desde el comienzo de su funcionamiento se estableció como medida de seguridad, una cota mínima de 6,5 m por debajo del nivel de vertedero. Eso impuso una regulación importante sobre el régimen hídrico del embalse que antes descendía hasta 15 m en el invierno.

Desde 1996 se realiza un programa de monitoreo de las características físicas, químicas y biológicas del embalse en tres estaciones de muestreo a lo largo del eje del embalse (Figura 1) principalmente orientado a detectar cambios en el régimen térmico y trófico del lago, que pudieran ocurrir por el uso del agua que hace la CNE.

En cada estación de muestreo se realizó un perfil vertical con una sonda multiparamétrica (HANNA 9828) que registra la temperatura, el oxígeno disuelto, el pH y la conductividad eléctrica. Además se midió la penetración de la luz (PAR, 400-700 nm) con un radiómetro LI-COR 185-B y se determinó la profundidad de compensación (1% de PAR superficial) a partir de la cual se establecieron las zonas fótica y afótica. En cada una de estas zonas se tomaron cinco muestras de 500 ml a profundidades equidistantes, con una bomba eléctrica sumergible y así se obtuvieron en cada sitio las muestras integradas de zona fótica y afótica que se utilizaron para los análisis fisicoquímicos y de fitoplancton. En laboratorio se determinó la concentración de fósforo total (PT), por digestión con persulfato en medio alcalino, y el método del ácido ascórbico (APHA, 1985). La concentración de clorofila *a* (Clor *a*) se midió mediante espectrofotometría (665 y 750 nm) previa filtración por filtros de fibra de vidrio GF/C y extracción con acetona 90% (Lorenzen, 1967). La cuantificación e identificación de especies del fitoplancton se realizó mediante sedimentación de 50 ml de agua en cámaras de Utermöhl y observación en microscopio invertido

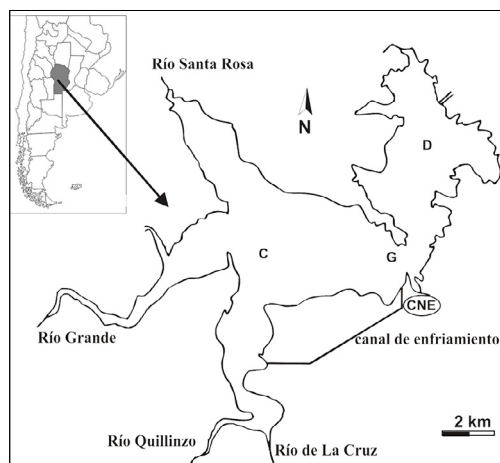


Figura 1. Mapa del Embalse Río Tercero y sus principales tributarios. Estaciones de muestreo: Confluencia (C), Garganta (G) y Dique (D). Central Nuclear Embalse (CNE).

(Lund et al., 1958).

Las series temporales de PT, Clor *a*, fitoplancton total y densidad de *C. hirundinella* se analizaron mediante la prueba de tau de Kendall (τ), un test no paramétrico para evaluar tendencias (Badii et al., 2014). Las variables se transformaron mediante $\log_{(10)}$ para alcanzar la normalidad y homocedasticidad de los datos usados en las regresiones. Para la discriminación de los estados tróficos se toma como referencia la caracterización de la OCDE (Rast et al., 1992).

RESULTADOS

Tomando en consideración todo el tiempo de estudio (1996-2015) se observaron tendencias significativas crecientes en la concentración de PT ($\tau= 0,36$) (Figura 2), Clor *a* ($\tau= 0,27$) (Figura 3) y una densidad del alga invasora *C. hirundinella* ($\tau= 0,40$) (Figura 4) y, una tendencia significativa decreciente en la concentración de fitoplancton, con un bajo valor de correlación ($\tau= -0,13$) (Figura 4). Sin embargo, pueden diferenciarse dos períodos en base a las tendencias de cambio de las

Tabla 1. Tendencias significativas de cambio a lo largo del tiempo ($p<0,05$) medidas con el coeficiente de tau de Kendall (τ).

	Clorofila <i>a</i>	Fósforo Total	Fitoplancton	<i>Ceratium hirundinella</i>
1996-2011	ns	0,151	-0,29	0,15
2012-2015	0,76	0,48	0,48	0,71

por concentraciones mayores de PT (Figura 2b) y Clor *a* (Figura 3b). En el verano 2012-2013 se registraron concentraciones excepcionales de PT: 47,5 $\mu\text{g P/L}$ (diciembre-2012) y 69,4 $\mu\text{g P/L}$ (febrero-2013). A partir de ese momento las concentraciones de PT siguieron incrementándose, principalmente en los veranos. El promedio anual en 2013 fue de 38,3 $\mu\text{g P/L}$ (DS= 15,4; n= 30), en 2014 fue de 74,2 $\mu\text{g P/L}$ (DS= 66,0; n= 30) y en 2015 de 133,8 $\mu\text{g P/L}$ (DS= 81,1; n= 30) (Figura 2b). Simultáneamente, las concentraciones de clorofila *a* alcanzaron valores promedio anuales de 13,9 $\mu\text{g Clor } a/L$ en 2013 (DS= 5,9; n= 30), 46,4 $\mu\text{g Clor } a/L$ en 2014 (DS= 15,3; n= 30) y 132,5 $\mu\text{g Clor } a/L$ en 2015 (DS= 73,0; n= 15) (Figura 3b). Para ambas variables, desde febrero de 2014 los

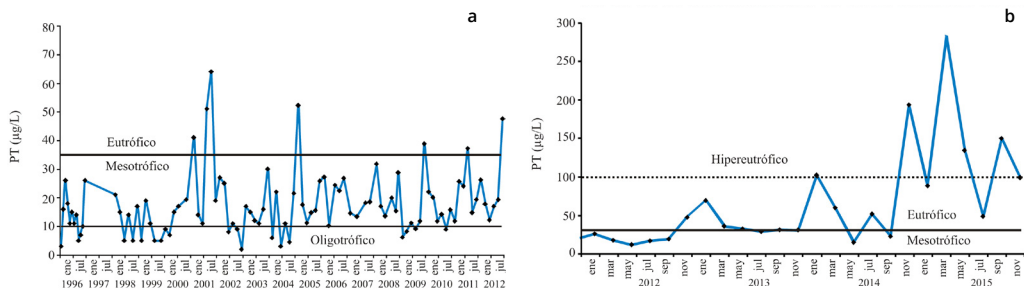


Figura 2. Variación de la concentración promedio mensual de fósforo total (PT) en la columna de agua: a) entre 1996 y 2012; b) entre 2012 y 2015. Las líneas horizontales señalan los límites entre categorías tróficas según la OCDE: Oligotrófico: < 10 $\mu\text{g PT/L}$; Mesotrófico: 10-35 $\mu\text{g PT/L}$; Eutrófico: 35-100 $\mu\text{g PT/L}$; Hipereutrófico: > 100 $\mu\text{g PT/L}$.

mismas variables (Tabla 1). En el primer período (1996-2011) no hubo cambios significativos en la concentración de clorofila *a* y las restantes variables tuvieron tendencias significativas pero leves. En el segundo período (2012-2015) las tendencias de incremento en todas las variables analizadas fueron mucho más importantes y significativas.

El período 1996-2011, estuvo caracterizado por concentraciones promedio de PT de 17,0 $\mu\text{g P/L}$ (DS= 10,8; n= 92) (Figura 2a) y de Clor *a* de 6,4 $\mu\text{g Clor } a/L$ (DS= 5,9; n= 92) (Figura 3a) que corresponden con condiciones mesotróficas.

El período 2012-2015 estuvo caracterizado

valores corresponden a condiciones de eutrofia e incluso hipereutrofia.

El aumento en la concentración de fósforo de los últimos años no se vio reflejado en un aumento en la abundancia del fitoplancton. La abundancia promedio de fitoplancton fue de 1,23 x 10⁶ ind/L (DS= 0,96; n= 92) en el período 1996-2011 y también de 1,23 x 10⁶ ind/L (DS= 0,68; n= 24) en el período 2012-2015 (Figura 4 a y b). La regresión entre fitoplancton y PT fue significativa durante el período 2012-2015 ($r= 0,4$; $r^2= 0,17$; $F_{(1,22)} = 4,45$) aunque no fue significativa si se considera el período completo de datos o el período

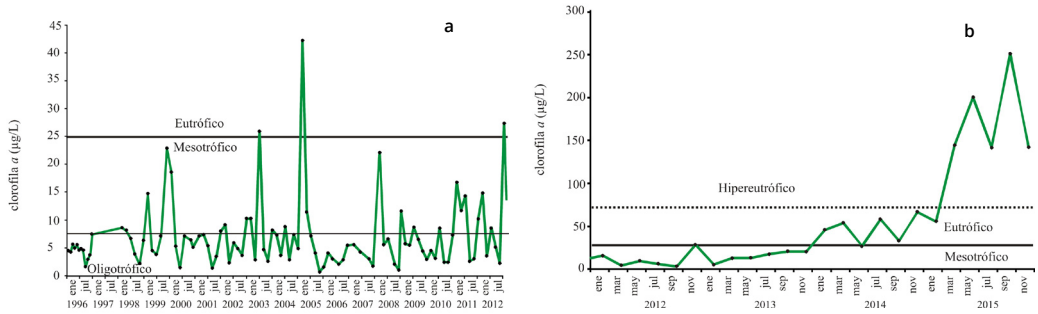


Figura 3. Variación de la concentración promedio mensual de la clorofila *a* en la columna de agua: a) entre 1996 y 2012; b) entre 2012 y 2015. Las líneas horizontales señalan los límites entre categorías tróficas según la OCDE para clorofila máxima: Oligotrófico: < 8 µg Clor *a*/L; Mesotrófico: 8-25 µg Clor *a*/L; Eutrófico: 25-75 µg Clor *a*/L; Hipereutrófico: > 75 µgClor *a*/L.

1996-2011. Por otro lado, la regresión entre la abundancia de *C. hirundinella* y la concentración de PT fue altamente significativa y positiva ($r = 0,42$; $r^2 = 0,02$; $F_{(1,96)} = 18,77$, $p < 0,001$) tomando el período completo y significativa considerando el período 2012-2015 ($r = 0,57$; $r^2 = 0,33$; $F = 10_{(1,22)}$, $p < 0,05$). Si se excluyen los meses con bajas temperaturas (mayo a septiembre), se obtienen regresiones con un mejor grado de ajuste, significativas tomando el período completo ($r = 0,37$; $r^2 = 0,13$, $F_{(1,62)} = 9,55$; $p < 0,05$) y altamente significativas considerando el período 2012-2015 ($r = 0,73$; $r^2 = 0,53$, $F_{(1,14)} = 15,80$; $p < 0,001$).

La composición específica del fitoplancton previa a la invasión de *C. hirundinella* estuvo dada por la predominancia de Cryptomonadales y diatomeas céntricas. Luego de las invasiones, las diatomeas fueron importantes sólo en forma ocasional y las Cryptomonadales fueron dominantes. Durante muchos años desde su aparición *C. hirundinella* estuvo presente pero en baja

densidad en el embalse, a excepción de algunos picos de abundancia registrados durante ciertos meses de verano (febrero-2002, diciembre-2002 y febrero-2005). Desde diciembre de 2012 la presencia de *C. hirundinella* fue casi constante, llegando a ser codominante de *Cryptomonas pusilla* Bachmann, 1923 hacia mediados de 2014 y desde entonces claramente dominante hasta fines de 2015. La abundancia de *C. hirundinella* pasó de un promedio de $3,7 \times 10^4$ ind/L ($DS = 9,5$; $n = 92$) en 1999-2011 a $55,7 \times 10^4$ ind/L ($DS = 76,8$; $n = 24$) en el período 2012-2015 (Figura 4).

DISCUSIÓN

De acuerdo con los datos presentados en el presente trabajo y en trabajos anteriores (Mac Donagh, 2007, Mac Donagh *et al.*, 2014) el Embalse del Río Tercero mantuvo durante un período prolongado (1996-2012) un estado mesotrófico relativamente estable. A partir de fines de 2012 el embalse pasó a un estado

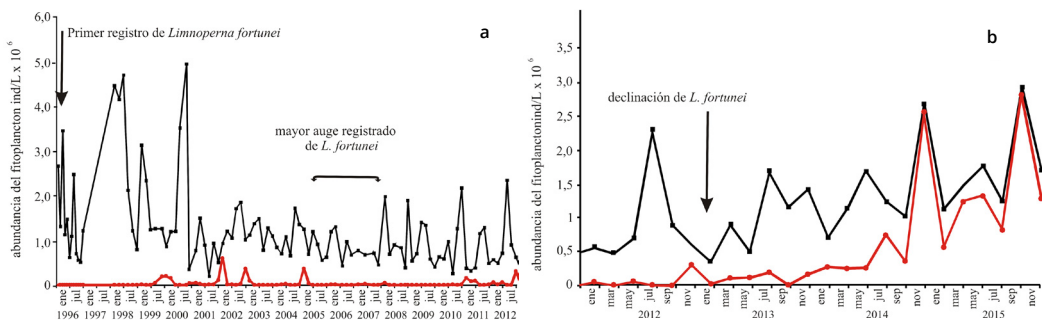


Figura 4. Variación temporal de la abundancia algas fitoplanctónicas (línea negra) y de *Ceratium hirundinella* (línea roja) en la zona fótica de la estación Garganta: a) entre 1996 y 2012; b) entre 2012 y 2015.

eutrófico o incluso hipereutrófico en algunas ocasiones sin que hubiera indicios de cambios importantes en las actividades antrópicas en la cuenca de drenaje. Probablemente las causas de este cambio de estado tengan que ver con procesos metabólicos internos o sean mediados por la biota del embalse.

En 1999 se produjo la invasión del dinoflagelado *C. hirundinella*, que no llegó nunca a ser dominante durante la fase invasiva y no implicó cambios importantes en la composición fitoplanctónica (Mac Donagh *et al.*, 2005, 2009). Recién en el verano 2012-2013, coincidentemente con el aumento en la concentración de fósforo, comenzó a ser la especie dominante y permaneció como tal hasta el final del estudio, alcanzando inclusive densidades récord para el registro de la abundancia fitoplanctónica en este cuerpo de agua.

El aumento registrado de la concentración de clorofila *a* no tuvo relación con un aumento en la abundancia total del fitoplancton, sino con el cambio en la composición específica debido al reemplazo de las especies de pequeño tamaño como las diatomeas céntricas y Cryptomonadales por *C. hirundinella*.

El bivalvo *L. fortunei*, ingresado en 1996 en el embalse, tuvo una explosión demográfica muy importante recién diez años después de la colonización, alcanzando una población estimada en $4,5 \times 10^{10}$ individuos, equivalente a una biomasa de 1700 toneladas de peso seco excluyendo las valvas (Boltovskoy *et al.*, 2009). Los cambios ocurridos en algunas características del agua a partir de 2006, como la disminución del material particulado en suspensión y el incremento de la penetración de la luz se atribuyeron al hábito alimentario filtrador de *L. fortunei* (Boltovskoy *et al.*, 2009). Este molusco tiene una alimentación no selectiva, siendo capaz de consumir todos los tipos algales e incluso organismos del zooplancton (Rojas Molina *et al.*, 2010, 2012; Cataldo *et al.*, 2012; Frau *et al.*, 2016) y presenta elevadas tasas de clareado del agua (Sylvester, 2005). Mientras la densidad de *L. fortunei* fue elevada, pudo haber actuado como un agente de control sobre *C. hirundinella*, ya que si bien la célula de *C. hirundinella* es grande y presenta proyecciones o cuernos que impiden su consumo por muchas especies del plancton no se han reportado efectos de perjuicio sobre el aparato de filtración del molusco. En los últimos años,

distintas especies de Cryptomonadales pasaron a ser los principales componentes del fitoplancton. Las características ecológicas de este grupo, como la elevada tasa de reproducción, amplia tolerancia a los cambios de temperatura, movilidad por flagelos, capacidad de soportar perturbaciones intermitentes y altas tasas de pastoreo (Klaveness, 1988) probablemente contribuyeron a su éxito en el embalse aunque fueran sometidas a la presión de pastoreo realizada por el bivalvo.

El estado trófico del embalse expresado como concentración de PT y de pigmentos fotosintéticos, no cambió demasiado hasta fines del 2012. En 2013 se detectó una disminución en la cantidad de individuos de *L. fortunei* en las barrancas y los postes que quedaban fuera del agua durante las bajantes de nivel en invierno (Correa *et al.*, 2015) y en la superficie de las embarcaciones en el lago (Hechem, com. pers). El personal encargado del mantenimiento del conducto de toma de agua de la CNE registró durante 2014 una cantidad de moluscos adheridos muy inferior a las habituales y a fines de ese año, prácticamente ausencia de organismos vivos, sólo valvas abiertas, en lugares donde antes había hasta cinco capas de organismos superpuestas. Es difícil de elaborar una hipótesis sobre una posible causa de la disminución del mejillón. No hay antecedentes bibliográficos de casos de desaparición o declinación repentina de poblaciones de *L. fortunei* en ambientes colonizados, pero si hay casos registrados para *D. polymorpha* en el Hemisferio Norte (Karatayev *et al.*, 1997). La disminución tan abrupta de la población de *L. fortunei* y su descomposición podría explicar el pulso de PT medido en la columna de agua del embalse en esos años y la respuesta de la biomasa fitoplanctónica. Considerando el volumen del embalse (480 hm^3) y las concentraciones promedio anuales de PT, se pudo estimar que la masa de PT en el agua se incrementó desde 9,9 Tn PT en el período 1996-2011, a valores de 15,8; 20,2; 30,7 y 37,9 Tn PT en los cuatro años subsiguientes. Incluso si se hubieran dado eventos de anoxia se podría haber desencadenado la liberación del fósforo de los sedimentos.

Debe destacarse que los incrementos en el PT y la clorofila *a* fueron extraordinarios para los registros históricos del embalse. Ya en 2013, la concentración promedio anual de

esos parámetros fue del orden del doble de los promedios medidos en los 15 años previos. En los años siguientes, sus concentraciones se multiplicaron por 5 en 2014 y por 10 en 2015. El incremento de las concentraciones de clorofila *a* puede entenderse como una consecuencia natural o esperable del incremento de las concentraciones de fósforo, especialmente si se considera que son concomitantes y de proporciones similares. Pero el aumento de este nutriente no es explicable a partir de las actividades declaradas en la cuenca. Entonces, la eutrofización del embalse y el desarrollo masivo de *C. hirundinella*, luego de 15 años presente en el lago sin desarrollar poblaciones numéricamente importantes, podrían explicarse en relación a estos fenómenos. Así, la proliferación de *C. hirundinella* se habría producido frente a la ausencia de competidores y la disponibilidad de nutrientes. Incluso, dado que la formación de células de *C. hirundinella* a partir de la germinación de los quistes depende de la cantidad de fósforo presente en la interfase sedimento-agua, más que de la concentración de nutrientes en la masa de agua (Pollingher, 1988), la descomposición de la necromasa dejada por *L. fortunei* en el bentos podría haber sido una fuente de nutrientes que desencadene la germinación de los quistes.

Diversos autores han demostrado que *L. fortunei* es capaz de modificar las condiciones del ambiente en el que vive, al menos cuando alcanza elevadas densidades poblacionales. Boltovskoy *et al.* (2009, 2015) y Cataldo *et al.* (2012) han mostrado que afecta a la concentración de sólidos en suspensión y el clima óptico, y al ciclo de los nutrientes. Darrigran & Damborenea (2011) han demostrado que modifica la estructura de la comunidad del bentos, aumentando la heterogeneidad ambiental y la diversidad, denominándolo como un “ingeniero” de los ecosistemas. Por todos estos antecedentes, corresponde ubicar a *L. fortunei* dentro del modelo de los bioinvasores como “drivers” o conductores de los cambios en la comunidad y del ecosistema. Llamativamente, en el ERT se perciben posibles efectos de este bioinvasor aún cuando sus poblaciones han declinado notoriamente y los efectos se atribuirían a la degradación de la necromasa.

El grado de afectación de la comunidad planctónica por parte de *C. hirundinella* parece

mínimo en comparación con el de *L. fortunei*, y aunque tenga una fase de su ciclo de vida en el bentos, no hay indicios de que modifique las características de este hábitat. La abundancia total de fitoplancton no cambió durante el período monitoreado y la composición fue modificada levemente siendo favorecidas las algas flageladas sobre las unicelulares coccas, aunque este efecto no puede atribuirse a *C. hirundinella* en forma directa. En todo caso, para hallar una explicación fehaciente a este cambio en la composición de grupos sería necesario analizar la magnitud de la influencia del pastoreo tanto por *L. fortunei* en su fase adulta y de larva, como por el zooplancton. Por otro lado, si bien el ERT presentó desde el momento de la invasión condiciones favorables para su desarrollo, sólo cuando la concentración de nutrientes fue extremadamente alta llegó a dominar en el fitoplancton. Considerando entonces la información analizada hasta el momento, *C. hirundinella* estaría actuando como un invasor que responde al modelo de los “passengers” o pasajeros. Sin embargo, el grado de influencia sobre las comunidades y el ecosistema podría variar si la densidad poblacional sigue en aumento, por lo que el estudio de largo plazo de este ambiente resulta de fundamental interés desde el punto de vista ecológico.

AGRADECIMIENTOS

A Miguel Hechem, por su participación ininterrumpida en los muestreos desde 1926. A los revisores por sus valiosas sugerencias para mejorar la primera versión del manuscrito, especialmente a F. Sylvester ya que gracias a sus planteos se le pudo dar un enfoque más trascendente al trabajo original. Contribución Científica N° 998 del Instituto de Limnología “Dr. Raúl A. Ringuelet” (ILPLA, CONICET, UNLP).

REFERENCIAS

APHA (American Public Health Association). (1985). Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. 15th Ed. Washington DC.

- Badii, M. H., Guillen, A., Lugo Serrato, O. P. y Aguilar Garnica, J. J. (2014).** Correlación No-Paramétrica y su Aplicación en la Investigaciones Científica. *International Journal of Good Conscience*, 9 (2): 31-40.
- Boltovskoy, D., Karatayev, A., Burlakova, L., Cataldo, D., Karatayev, V., Sylvester, F. & Mariñelarena, A. (2009).** Significant ecosystem-wide effects of the swiftly spreading invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia*, 636: 271-284.
- Boltovskoy, D. Correa, N., Sylvester, F. & Cataldo, D. (2015).** Nutrient recycling, phytoplankton grazing, and associated impacts of *Limnoperna fortunei*. En: Boltovskoy, D. (Ed.). *Limnoperna fortunei: the ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussell*. pp: 153-169. Springer.
- Carlson, R. E. (1977).** A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22: 361-368.
- Casco M., Mac Donagh, M. & Claps, M. (2002).** Long-term study of plankton in Río Tercero Reservoir (Argentine) in relation to a nuclear power plant operation. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28: 1027-1031.
- Cataldo, D., O' Farrell, I., Paolucci, E., Sylvester, F. & Boltovskoy, D. (2012).** Impact of the invasive Golden mussel (*Limnoperna fortunei*) on phytoplankton and nutrient cycling. *Aquatic Invasions*, 7 (1): 91-100.
- Cavalcante, K. P., Conte Zanotelli, J., Müller, C. C., Scherer, K. D., Karl Frizzo, J., Veiga Ludwig, T. A. & de Souza Cardoso, L. (2013).** First record of expansive *Ceratium* Schrank, 1793 species (Dinophyceae) in Southern Brazil, with notes on their dispersive patterns in Brazilian environments. *Check List*, 9 (4): 862-866.
- Correa, N., Sardiña, P., P. V. Perepelizin & Boltovskoy, D. (2015)** *Limnoperna fortunei* colonies: structure, distribution and dynamics. En: Boltovskoy, D. (Ed.). *Limnoperna fortunei: the ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussell*. pp: 119-146. Springer.
- Gabellone, N. A. y Casco, M. A. (2006).** Urbanización, contaminación e infraestructura: Causas de la construcción de embalses y sus consecuencias ecológicas en la Argentina. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y Corcuera J. (Ed.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. pp: 478-466. FVSA.
- Darrigran, G. & Damborenea, C. (2011).** Ecosystem engineering impacts of *Limnoperna fortunei* in South America. *Zoological Science*, 28: 1-7.
- Frau, D., Rojas Molina, F. & Mayora, G. (2016).** Feeding selectivity of the invasive mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) on a natural phytoplankton assemblage: what really matters? *Limnology*, 17 (1): 47-57.
- Johnson, L. E. & Padilla, D. K. (1996).** Geographic spread of exotic species: ecological lessons and opportunities from the invasion of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Biological Conservation*, 78: 23-33.
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E. & Padilla, D. K. (1997).** The effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on aquatic communities in Eastern Europe. *Journal of Shellfish Research*, 16 (1): 187-203.
- Klaveness, D. (1988).** Ecology of the Cryptomonadida: a first review. En: Sandgren, C. D. (Ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. pp: 105-133. Cambridge University Press.
- Knoll, L. B., Hagenbuch, E. J., Stevens, M. H., Vanni, M. J., Renwick, W. H., Denlinger, J. C., Hale, R. S. & González, M. J. (2015).** Predicting eutrophication status in reservoirs at large spatial scales using landscape and morphometric variables. *Inland Waters*, 5: 203-214.
- Light, T., Marchetti, M. P. (2007).** Distinguishing between invasions and habitat changes as drivers of diversity loss among California's freshwater fishes. *Conservation Biology*, 21: 434-446.
- Lorenzen, C. I. (1967).** Determination of chlorophyll and phaeopigments, spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12: 343-346.
- 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.
- Mac Donagh, M. E., Casco, M. A. & Claps, M. C.**

- (2005). Colonization of a Neotropical reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O. F. Müller) Bergh. *Annales Limnology-International Journal of Limnology*, 41 (4): 291-299.
- Mac Donagh, M. E. (2007).** Variables estructurantes del plancton en un embalse regulado por el funcionamiento de una central nuclear. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP, La Plata.
- Mac Donagh, M. E., Casco, M. A. & Claps, M. C. (2009).** Plankton relationships under a small water level fluctuations in a subtropical reservoir. *Aquatic Ecology*, 43 (2): 371-381.
- Mac Donagh, M. E., Casco, M. A., Donadelli, J. y Mariñelarena, A. (2014).** ¿Cambió realmente el estado trófico del Embalse Río Tercero luego de la invasión de *Limnoperna fortunei*? *Biología Acuática* N° 29, 234.
- MacDougall, A. S. & Turkington, R. (2005).** Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology*, 86 (1): 42-55
- Pastorino, G., Darrigran, G., Martin, S. y Lunaschi, L. (1993).** *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1957) (Mytilidae) nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotrópica*, 39 (101-102): 34.
- Perepelizin, P. V. (2011).** Alternativas ambientalmente inocuas (no químicas) para el control del mejillón incrustante *Limnoperna fortunei* en instalaciones industriales. Tesis doctoral Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, (UBA), Ciudad Universitaria.
- Pollinger, U. (1988).** Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproduction strategies, and population dynamics. En: Sandgren, C. D. (Ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. pp: 134-174. Cambridge, Cambridge University.
- Pollinger, U., Bürig, H. R. & Ambühl, H. (1993).** The cysts of *Ceratium hirundinella*: their dynamics and role within a eutrophic (Lake Sempach, Switzerland). *Aquatic Sciences*, 55 (1): 10-18.
- Rast, W., Smith, V. H. & Thornton, J. A. (1992).** Características de la eutrofización. En: Ryding, S. O. y Rast, W. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. pp: 65-94. Ed. Pirámide.
- Rengefors, K. (1997).** The role of resting cyst in the survival and succession of freshwater dinoflagellates. *Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology*, 332: 42. Uppsala.
- Rengefors, K. & Anderson D. (1998).** Environmental and endogenous regulation of the cyst germination in two freshwater dinoflagellates. *Journal of Phycology*, 34: 568-577.
- Rengefors K., Karlsson I. & Hansson, L. A. (1998).** Algal cyst dormancy: a temporal escape from herbivory. *Proceeding of Royal Society of London B*, 265: 1353-1358.
- Rojas Molina F., Paggi, J. C. & Devercelli, M. (2010).** Zooplanktophagy in the natural diet and selectivity of the invasive mollusk *Limnoperna fortunei*. *Biological Invasions*, 12 (6): 1647-1659.
- Rojas Molina F., José de Paggi, S., Sylvester, F. & Frau, D. (2012).** Impacts of the invading golden mussel *Limnoperna fortunei* on zooplankton: a mesocosm experiment. *Zoological Studies*, 51(6): 733-744.
- Ryding, S. O. y Rast, W. (1992).** El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Ed. Pirámide.
- Sala, S., Casco, M. A., Labollita, H., Mac Donagh, M. E. & Vouilloud, A. (2012).** The expansion of the invasive diatom *Didymosphaenia geminata* in Patagonia, Argentina. XXII International Diatom Symposium. Ghent, Belgium.
- Sastre, A. V., Santinelli, N. H., Bauer G. A., Ayestarán M. G. & Uyua1, N. M. (2013).** First record of the invasive diatom *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Schmidt in a Patagonian Andean river of Argentina. *BiolInvasions Records*, 2 (1): 11-17.
- Sylvester, F., Dorado, J., Boltovskoy, D., Juárez, A. & Cataldo D. (2005).** Filtration rates of the invasive pest bivalve *Limnoperna fortunei* as a function of size and temperature. *Hydrobiologia*, 534: 71-80.
- Vollenwieder, R. A. (1976). Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell Istituto Italiano di Idrobiologia*, 33: 53-83.

IMPACTO DEL USO DEL SUELO SOBRE LA CONDICIÓN DE RIBERA EN ARROYOS PAMPEANOS Y SU RELACIÓN CON LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE PECES

MARÍA GRANITTO¹, JUAN J. ROSSO², MARÍA B. BOVERI¹, ARMANDO M. RENNELLA¹

¹ *Sistemas de Producción Acuática, Dpto. de Producción Animal, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires*

² *Grupo BIMOPE, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, UNMDP-CONICET
E-mail: mgranitto@agro.uba.ar*

ABSTRACT. In the last 30 years agricultural areas have occupied a larger proportion of cultivable zone in the Pampa Plain, generating the movement of livestock activities to the margins of waterways. These changes in land use can cause hydrological, morphological, physicochemical and biological alterations in the lotic systems of this region. The aim of this study is to evaluate the impact of different types of land use on the structure of the fish community in streams of the middle basin of Areco River. To do this, monthly samplings were realized during the summer of 2014 in four tributaries of the Areco River. Two of these sections were associated with an unfenced livestock use on the bank stream, while the other two sites had an agricultural use with preserved riparian zone. In each sampling site the structure of the riparian zone was evaluated by applying a quality index of the banks. On each sampling date physicochemical and hydrological parameters were surveyed and the fish community was sampled. The quality of the banks in places exposed to livestock was lower than in those dedicated to agricultural use. In the latter, the values of suspended solids were lower while the total coverage of macrophytes was higher. Moreover, the total fish biomass was higher in the sites with higher level of preservation of the riparian zone. Significant differences were also observed in the fish species composition among sites with contrasting land use. There were strong positive correlations between the proportion of piscivores and the integrity of the bank. These results show a consistent relationship between the land use and the quality of the bank, which ultimately have an impact on the structure of the fish community in the lotic systems of the Pampa Plain.

Keywords: land use, quality of the banks, river systems, fish community.

Palabras clave: uso del suelo, calidad de las riberas, sistemas loticos, comunidad de peces.

INTRODUCCIÓN

En la región pampeana se encuentran algunos de los biomas que más transformaciones han sufrido a causa de la intervención humana (Viglizzo *et al.*, 2005). Los sistemas agrícola y ganadero de la región han coevolucionado con el correr del tiempo. A principios del siglo XX ambas actividades se desarrollaron de forma extensiva con baja productividad y bajo impacto ambiental. A mediados de dicho siglo, surgió el manejo tradicional mixto agrícola-ganadero,

con una agricultura más tecnificada, en rotación con una ganadería semi-intensiva. Ya a fines del siglo XX e inicios del siglo XXI, el sistema se modificó hacia un cultivo más intensivo, ocurriendo un desacople entre la ganadería y la agricultura, especializándose cada una de manera independiente (Viglizzo *et al.*, 2005).

Las actividades agropecuarias son responsables en gran proporción de la transformación del paisaje pampeano. De

forma directa, sustituyendo el pastizal por campos de cosecha anual y/o cultivo de pasturas e indirectamente debido al incremento de las áreas cultivadas, desplazando las actividades pecuarias a zonas marginales o en contraposición hacia sistemas intensivos de engorde a corral. Esto se traduce en una intensificación drástica en el uso de la tierra, con el consiguiente incremento del deterioro de las aguas superficiales (Quirós *et al.*, 2006). Tal es así, que el cambio en el uso del suelo es considerado uno de los principales cambios globales, que modifica la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, impactando fuertemente sobre su biodiversidad (Vitousek *et al.*, 1997).

En los ecosistemas lóticos el ancho y la profundidad están asociados con el caudal y la carga de sedimentos que transportan (Teixeira de Mello, 2007). Los cambios en el uso del suelo pueden, por lo tanto, alterar dichos ecosistemas afectando la carga de sedimentos suspendidos, la concentración de nutrientes y de materia orgánica. Por otra parte, la intensidad en el uso del suelo influye directamente sobre la estructura del hábitat ribereño (Rosso & Fernández Cirelli, 2013). Los impactos de las actividades antrópicas que afectan a los ecosistemas lóticos, pueden ser amortiguados por una zona ribereña prístina o poco alterada (Etchebarne, 2010). No obstante, actualmente es frecuente en la región pampeana que los

cultivos y el ganado estén al borde de los cursos de agua, eliminando o alterando la vegetación riparia y afectando de este modo su capacidad como área de amortiguación de dichos ecosistemas acuáticos. En particular, los arroyos pampeanos suelen presentar ausencia de árboles en sus riberas, posibilitando el crecimiento de varias especies autóctonas de plantas acuáticas (Feijoó *et al.*, 2012). Estas últimas, cumplen un rol fundamental en la estructura de la comunidad biótica ya que en torno a ellas se construyen las redes tróficas de estos ecosistemas (Feijoó, 2007).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de distintos tipos de usos del suelo sobre la calidad de las riberas y el modo en que ello repercute en la estructura de la comunidad íctica en arroyos de la cuenca media del río Areco. La hipótesis de este trabajo es que los cambios generados en la estructura ribereña debido a diferentes tipos de usos del suelo afectan la calidad del agua y la estructura de la comunidad de peces.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente trabajo se llevó a cabo en tres arroyos situados en la cuenca media del río Areco, al norte de la provincia de Buenos Aires, más precisamente entre los partidos de Carmen

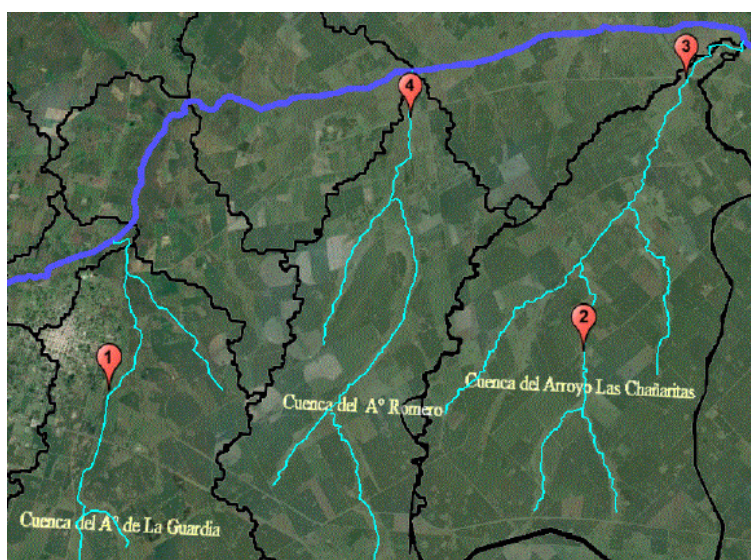


Figura 1: Área de estudio. Los números indican la ubicación de los sitios de muestreo. En color azul se representa el curso del río Areco, en negro se señalan los límites de la subcuenca del río Areco. (Fuente: Google Earth)

Tabla 1: Información morfométrica de las subcuencas estudiadas.

Arroyo	La Guardia	Romero	Las Chañaritas
Área de la subcuenca (km ²)	120,9	98,1	130,5
Longitud del curso principal (km)	17,7	21,6	19,7
Nº de afluentes	3	2	3

de Areco y San Antonio de Areco (Figura 1). Las características generales de las subcuencas estudiadas se presentan en la Tabla 1.

La selección de sitios respondió al objetivo planteado por lo que se procuró la inclusión de puntos de muestreo que presentaran un uso del suelo contrastante en la zona aledaña. De este modo, se establecieron dos sitios de muestreo asociados a un uso ganadero sin alambrados en las riberas, sitios 1 y 2, y dos puntos de muestreo vinculados a un uso agrícola del suelo, sitios 3 y 4 (Figura 1). El sitio 1 está ubicado en la subcuenca del arroyo La Guardia, aproximadamente a 6,64 km de la desembocadura de dicho curso en el río Areco; más precisamente en 34°23'38.80" S y 59°48'15.63" O. Los sitios 2 y 3 se encuentran sobre el arroyo Las Chañaritas, el primero de ellos está a aproximadamente a 15 km del río Areco (34°22'28" S y 59°38'2.20" O), mientras que el siguiente se ubica a 2 km (34°17'10.34" S y 59°35'51.02" O). Por último, el sitio 4 pertenece a la microcuenca del Arroyo Romero, el punto de muestreo se encuentra ubicado a 3,5 km de la desembocadura en el río Areco (34°18'13.33" S y 59°42'04, 83" O).

Trabajo a campo y de Laboratorio

Los muestreos fueron realizados una vez por mes durante el verano de 2014. En cada uno de los sitios se midieron parámetros físico-químicos e hidrológicos. Asimismo, se efectuó un relevamiento ictiológico a fin de caracterizar la comunidad de peces y finalmente se registró el estado en la calidad de las riberas.

En el campo se relevó información sobre la morfología e hidrología del cauce (ancho, profundidad, velocidad de la corriente) y de allí

se estimó el caudal para cada sitio. También, los principales parámetros físico-químicos, como el pH, la concentración de oxígeno disuelto (mg/L), la temperatura (°C) y la conductividad eléctrica del agua (µS/cm), mientras que en el laboratorio se determinaron los sólidos en suspensión (SS) mediante filtración (APHA, 1995).

El relevamiento ictiológico se llevó a cabo con una red de arrastre de tipo costero. El esfuerzo de pesca fue el mismo para cada sitio y la unidad de esfuerzo fue de un arrastre de 30 metros barridos en el sentido de la corriente. Los ejemplares recolectados se preservaron en formol al 10% y una vez en el laboratorio fueron identificados a nivel de especie, contados, medidos y pesados. Para la identificación de los individuos, se utilizaron guías y claves específicas de la región (Rosso, 2006). El estado de preservación de la zona ribereña se evaluó a lo largo de 100 metros, en 5 tramos de 20 metros para cada una de las márgenes de los sitios. Se midió el ancho medio de la zona ripariana, la altura (es decir, la distancia entre el pelo de agua y el suelo), el número de interrupciones de la ribera (ingresos), el porcentaje de cobertura superficial (vegetación) y la estabilidad del margen. Para esto último se tuvo en cuenta el porcentaje lineal del margen que estuviese cubierto por macrófitas y/o raíces de plantas leñosas. Dicha información, se complementó registrando en los arroyos, a través de transectas el porcentaje de cobertura de macrófitas.

Análisis de datos

Se aplicó el índice de calidad de riberas desarrollado por Rosso & Fernández Cirelli (2013), el cual considera el ancho de la ribera, la estabilidad de las márgenes y la cobertura leñosa. Esta última variable no fue incorporada, dado que la zona de estudio no presenta vegetación leñosa. Para el cálculo del ancho de la ribera, se estandarizó en función al mayor valor obtenido entre todos los sitios y se realizó el promedio entre ambos márgenes para cada sitio. En el caso de la estabilidad de las márgenes se obtuvo el promedio entre las coberturas de ambas márgenes. La obtención final del índice se logra sumando cada variable, siendo el máximo valor posible 2 y el mínimo de 0 (Rosso & Fernández Cirelli, 2013). También,

se realizaron regresiones entre el índice de calidad de las riberas y el caudal y las diferentes variables fisicoquímicas y biológicas a fin de evaluar la relación entre el nivel de integridad de las riberas y la hidrología con dichos parámetros.

Las distintas especies de peces fueron agrupados en función de su comportamiento trófico (Tabla 2), tomando como referencia diversos trabajos asociados a la dieta de las especies en cuestión (Escalante, 1983a; 1983b; 1984; 1985; Oliveros y Rossi, 1991; Oricolli y Bennemann, 2006; Rosso, 2006).

Con el fin de caracterizar los sitios en términos de diversidad específica, se estimó la riqueza y el índice de Shannon-Wiener para cada sitio. Además, se comparó la estructura de la comunidad íctica entre sitios mediante el cálculo del índice de disimilitud de Bray Curtis

$$D_{jk} = \sum |X_{ij} - X_{ik}| / \sum (X_{ij} + X_{ik})$$

(1957).

Donde X es la biomasa de los individuos de la especie i en los sitios j y k respectivamente.

50 cm) en todos los sitios de estudio, al igual que el caudal medio (menor a 1 m³/s). Respecto a esta última variable, el sitio 3 mostró en cada una de las fechas de muestreo los valores más altos (Tabla 3); en cambio los sitios restantes mostraron valores similares entre sí. Durante la última fecha de muestreo, los caudales alcanzados resultaron los más altos para todos los sitios de estudio, con valores superiores a 0,4 m³/s.

Por otra parte, el pH y la temperatura (°C) no presentaron variaciones entre sitios, mientras que sí lo hicieron los sólidos en suspensión (SS) y el oxígeno disuelto (OD). Los dos sitios asociados a un uso ganadero presentaron mayor cantidad de sólidos en suspensión y menor concentración de oxígeno disuelto en el agua (Tabla 3). El índice de calidad de ribera fue mucho menor en los tramos lóticos vinculados a ganadería sin alambrado que en los sitios en cuyo entorno predominaba un uso agrícola del suelo (Tabla 3). En estos últimos, por otra parte, la biomasa total de peces fue superior (Tabla 3).

Los sólidos en suspensión se relacionaron de forma negativa con el índice de calidad de ribera, y la cobertura de macrófitas se asoció

Tabla 2: Grupos tróficos de las especies de peces registradas a lo largo de todo el estudio.

Omnívoros	Detritívoros
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope 1894)	<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns 1842)
<i>Astyanax pampa</i> Casciotta, Almirón & Azpelicueta 2005	<i>Cyphocharax</i> sp.
<i>Astyanax rutilus</i> (Jenyns 1842)	<i>Heptapterus mustelinus</i> (Valenciennes 1835)
<i>Astyanax</i> sp.	<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes 1836
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns 1842)	<i>Pimelodella laticeps</i> Eigenmann 1917
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger 1887)	Piscívoros
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns 1842)	<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther 1864)
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i> (Jenyns 1842)	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i> Reis & Malabarba 1988	Insectívoro
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i> Ringuelet, Miquelarena & Menni 1978	<i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia 1891
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns 1842)	

RESULTADOS

En la Tabla 3 se muestra los valores de Índice de Ribera y los valores promedios de los principales parámetros morfológicos, físico-químicos y biológicos para cada sitio de estudio a lo largo de las cuatro fechas de muestreo. La profundidad fue baja (menos de

positivamente con dicho índice. Por otra parte, la biomasa relativa de peces piscívoros mostró una fuerte asociación positiva con el índice de ribera y negativa con los sólidos en suspensión (Figura 2). Al relacionar el caudal con las variables antes mencionadas se obtuvieron valores de ajuste menores (R² por debajo de 0,6 en todos los casos).

Tabla 3: Valores obtenidos para el índice de calidad de ribera (IR), valores promedios (n = 4) y desvío estándar (entre paréntesis) para parámetros morfométricos, físico-químicos y biomasa total de peces. (Profundidad media (Zm), caudal (Q), oxígeno disuelto (OD), conductividad (K₂₅), temperatura del agua (T), sólidos en suspensión (SS).

Sitio	IR	Zm (cm)	Ancho (m)	Q (m ³ /s)	pH	OD (mg/L)	K ₂₅ (μS/cm)	T (°C)	SS (mg/L)	Biomasa (g)
1	0,30	38 (9,0)	4,5 (0,7)	0,15 (0,2)	8,6 (0,2)	6,4 (1,5)	1098 (260,5)	24,5 (6,5)	74,0 (39,6)	150 (54)
2	0,66	34 (8,2)	3,8 (0,4)	0,20 (0,2)	8,4 (0,5)	5,2 (1,7)	685 (179,1)	25,5 (6,6)	30,8 (21,5)	159 (139)
3	1,41	42 (16,4)	9,9 (0,5)	0,59 (0,3)	8,7 (0,2)	7,6 (0,7)	746 (201,0)	25,7 (6,7)	17,9 (22,1)	2088 (1650)
4	1,71	49 (7,5)	5,5 (0,3)	0,26 (0,2)	8,9 (0,1)	7,5 (0,3)	990 (76,9)	24,4 (6,0)	20,3 (10,1)	1321 (1991)

Respecto de la comunidad de peces, se registraron un total de 19 especies a lo largo de todo el período de estudio (Tabla 2). En todos los sitios se encontró un predominio de los peces omnívoros, resultando las especies más abundantes *Cheirodon interruptus* y *Bryconamericus iheringii*, sin embargo, en aquellos sitios donde la calidad de la ribera fue superior, los peces piscívoros de gran porte representaron un porcentaje importante de la biomasa total capturada (Figuras 2 y 3). Puntualmente, en esos sitios (3 y 4) dicha proporción de peces

fue explicada por *Hoplias malabaricus* (tararira), una especie piscívora visual que pertenece al orden de los Characiformes. En relación a la especie insectívora, solo se encontró en el sitio 2, en un porcentaje menor al 1%.

Por último, el índice de disimilitud de Bray Curtis mostró los valores más bajos cuando se compararon entre sí sitios con un mismo tipo de uso del suelo, D = 0,51 para los sitios con un uso ganadero y D = 0,54 para los sitios destinados a un uso agrícola. Por el contrario, al comparar sitios con diferentes

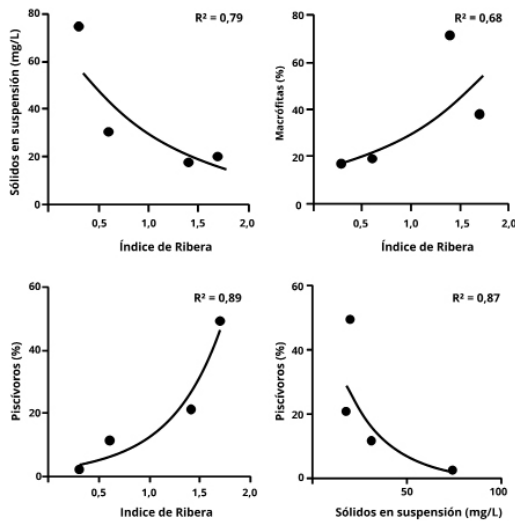


Figura 2. Panel superior: relación entre los sólidos en suspensión (SS), cobertura de macrófitas e Índice de Ribera, Panel inferior: relación entre porcentaje de piscívoros con el Índice de Ribera y los sólidos en suspensión (SS).

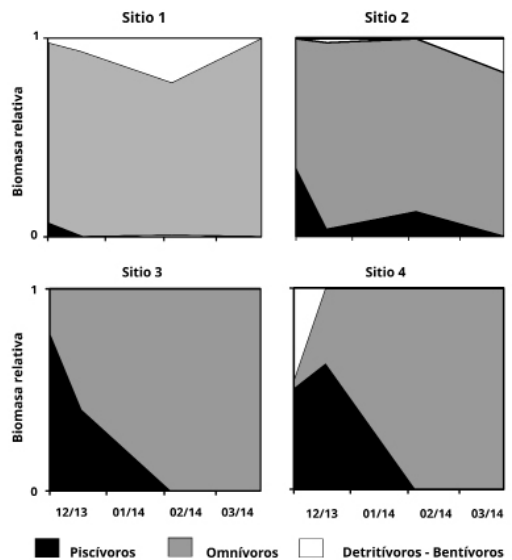


Figura 3. Estructura en la comunidad de peces para cada sitio. Se observa la biomasa relativa de cada grupo trófico a lo largo de las fechas de muestreo.

usos del suelo, los valores del índice de Bray Curtis fueron en todos los casos superiores a 0,88 lo que indicaría marcada diferencias en la composición de las comunidades de peces entre sitios con usos contrastantes del suelo.

DISCUSIÓN

En aquellos sitios donde el acceso del ganado no estaba restringido, la calidad de la ribera fue menor que en los sitios destinados a la agricultura. El impacto por parte del ganado está asociado, por un lado, al pastoreo sobre la vegetación ripariana y por otro al pisoteo que genera compactación del suelo y destrucción de las márgenes (Belsky *et al.*, 1999, Giorgi *et al.*, 2014). La pérdida de la estructura ripariana representa una profunda degradación para los arroyos (Matono *et al.*, 2013) y consecuentemente un importante deterioro de la calidad del agua en estos ecosistemas (Troitiño *et al.*, 2010; Vidon *et al.*, 2008). En este estudio la menor calidad de ribera en los sitios de uso ganadero sin restricciones, estuvo asociada a elevados niveles de sólidos en suspensión y consecuentemente a una menor cobertura de macrófitas. Estas últimas suelen ser utilizadas como indicador biológico de la calidad del agua en los ambientes lóticos (Feijó & Lombardo 2007; Feijó *et al.*, 2012). Diferentes autores en diversas partes del mundo, han demostrado el impacto negativo en la calidad de agua de ecosistemas lóticos, en relación con el acceso ilimitado del ganado (Mercado L., 2000; Troitiño *et al.*, 2010; Rosso & Fernández Cirelli, 2013; Amuchástegui *et al.*, 2016; Belsky *et al.*, 1999; Vidon *et al.*, 2008; Matono *et al.*, 2013). Estos estudios, sostienen que la presencia de ganado en las riberas, afecta a la pérdida de estabilidad de las márgenes producto del pisoteo, lo cual incrementa la carga de material en suspensión y puede contribuir al incremento de nutrientes por deposición de orina y materia fecal dentro del arroyo, lo cual repercute en la calidad del agua del mismo.

La aplicación de fertilizantes, pesticidas y otros productos utilizados en los cultivos pueden llegar a los arroyos por escorrentía, afectando la carga de nutrientes de estos ecosistemas. En este trabajo, los tramos con un uso agrícola del suelo aledaño, mostraron

riberas provistas de vegetación de tipo herbácea y gramínea, con un ancho de ribera que varió entre 10 y 21 metros. Estos valores podrían ser suficientes para que dicha zona ripariana pudiera actuar como amortiguador biológico del impacto de la agricultura, dado que para arroyos de llanura se ha sugerido que anchos de ribera de 10 metros serían adecuados para el filtro de nutrientes y sedimentos (Dillaha *et al.*, 1989). Por lo tanto, puede postularse que la mayor preservación de las riberas en los sitios con un uso agrícola habría permitido que la zona ripariana actuara como zona de amortiguación, reduciendo el ingreso por escorrentía de sedimentos, nutrientes y pesticidas (Bastian *et al.*, 2002). Lo que podría estar relacionado con una mejor calidad del agua y una mayor presencia de macrófitas en estos sitios. Nuestros resultados son coincidentes con lo descripto por Rosso & Fernández Cirelli (2013) en un estudio que incluyó 31 arroyos pampeanos en el que la carencia de macrófitas estuvo asociada a una calidad de ribera pobre y a altos valores de fósforo total en el agua.

En relación con la comunidad de peces, es sabido que su estructura y composición tiende a reflejar las condiciones ambientales de los cuerpos de agua (Di Marzio *et al.*, 2003). Este trabajo evidenció un marcado patrón respecto de la proporción de piscívoros, fundamentalmente a principios de verano, cuando dicho grupo trófico llegó a representar cerca del 50% de la biomasa relativa en aquellos sitios donde los niveles de sólidos en suspensión fueron menores y la cobertura de macrófitas fue mayor. Este patrón fue explicado principalmente por la biomasa de *Hoplias malabaricus*, una especie piscívora visual de gran porte que se caracteriza por habitar principalmente áreas vegetadas (Ringuet *et al.*, 1975; Mazzeo *et al.*, 2010).

Varios trabajos han puesto en evidencia que la transparencia del agua puede modelar profundamente la estructura de la comunidad de peces tanto en sistemas lóticos como lénticos (Jeppesen *et al.*, 2000; De Robertis *et al.*, 2003; Quirós, 2005; Rosso *et al.*, 2010). El incremento de la turbidez puede impactar sobre la comunidad de peces no sólo restringiendo el desarrollo de las macrófitas sino también reduciendo la visibilidad en la

columna de agua debido a un aumento de la dispersión y de la absorción de la luz (Li *et al.*, 2013). El aumento de sólidos en suspensión por lo tanto afectaría de forma negativa a los predadores visuales como *Hoplias malabaricus*, lo que también podría explicar su baja biomasa en los sitios fuertemente impactados por la ganadería.

En términos generales la riqueza de especies relevada (19) fue alta. Valores similares fueron publicados por otro trabajo llevado a cabo en arroyos de la región pampeana (Fernández *et al.*, 2008). Sin embargo, el índice de diversidad de Shannon para cada sitio de muestreo resultó bajo. La dominancia de las mojarra *Cheirodon interruptus* y *Bryconamericus iheringii* en todos los sitios implicó una baja equitatividad en la comunidad de peces, explicando así los bajos valores de índice de Shannon. Un estudio realizado por Colautti *et al.* (2009) en el arroyo La Chozza ubicado en la cuenca del río Reconquista, mostró el mismo patrón. Allí la riqueza fue de 23 especies, pero el índice de diversidad resultó muy bajo debido a la baja equitatividad, causada también por la dominancia de las mojarra antes mencionadas.

Los resultados alcanzados en este trabajo ponen de manifiesto una fuerte influencia del uso del suelo sobre la calidad de las riberas, hecho que repercutiría, a su vez, en la estructura de la comunidad de peces. En efecto las mayores diferencias en el índice de Bray Curtis se presentaron entre aquellos sitios que presentaban usos del suelo contrastantes.

En la cuenca del río Areco se han realizado estudios asociados a su hidrología e hidráulica (Cardini *et al.*, 2013), geología-geomorfología (Fucks *et al.*, 2011) e incluso sobre diversidad de macrófitas (Ranieri, 2015) pero no existen antecedentes publicados respecto a su ictiología, por lo que estos resultados pueden ser considerados como línea de base respecto a la ictiofauna de la cuenca del río Areco.

Varios estudios han evaluado el impacto de diferentes usos del suelo sobre la degradación de los ecosistemas lóticos en la región pampeana. Algunos han utilizado como indicadores biológicos a las macrófitas (Feijó & Lombardo, 2007; Feijó *et al.*, 2011; Feijó *et al.*, 2012; Rosso & Fernández Cirelli, 2013; Amuchástegui *et al.*, 2016), también fueron

tomadas como referencia las diatomeas (Gómez, 1998; Gómez & Licursi, 2001; Cochero *et al.*, 2015), en tanto que otros han focalizado en el estudio de los macroinvertebrados (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001; Ocon *et al.*, 2004). Por el contrario, no son frecuentes en la región estudios que evalúen el impacto del uso del suelo sobre la calidad de ribera y el modo en que esto repercute en la estructura en la comunidad de peces. La aplicación de un índice de ribera adaptado a las características de los sistemas en estudio resultó ser una herramienta útil para identificar el impacto de los distintos usos del suelo sobre los ecosistemas lóticos de la región pampeana. La comprensión del modo en que influyen las modificaciones del ambiente ripariano en dichos ecosistemas puede servir para detectar y monitorear posibles riesgos y orientar medidas de gestión adecuadas para evitar su deterioro.

REFERENCIAS

- APHA. (1995).** Standard methods for examination of water and wastewater (19th ed.). American Public Health Association, Washington, 1064 pp.
- Amuchástegui, G., di Franco, L. & Feijó, C. (2016).** Catchment morphometric characteristics, land use and water chemistry in Pampean streams: a regional approach. *Hydrobiologia*, 767(1): 65-79.
- Bastian, C.T., McLeod, D.M., Germino M.J., Reiners, W.A. & Blasko, B.J. (2002).** Environmental amenities and agricultural land values: a hedonic model using geographic information systems data. *Ecological Economics*, 40: 337-349.
- Belsky, A.J., Matzke, A. & Uselman, S. (1999).** Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54: 419-431.
- Bray, R.J. & Curtis, J.T. (1957).** An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- Cardini, J., Legal, N., Campos, M. y Reguero, G. (2013).** Modelación hidrológica de la cuenca del río Areco. Recuperado en: <https://www.researchgate.net/publication/261994695>.
- Cochero, J., Licursi, M. & Gómez, N. (2015).** Changes in the epipellic diatom assemblage in nutrient rich streams due to the variations of

- simultaneous stressors. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 51: 15-23.
- Colautti, D.C., Maroñas, M.E., Sendra, E.D., Protogino, L.C., Brancolini, F., y Campanella, D. (2009).** Ictiofauna del arroyo La Choz, cuenca del río de la Reconquista (Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 26: 55-62.
- De Robertis, A., Ryer, C.H, Veloza, A. & Brodeur, R.D. (2003).** Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 1517-1526.
- Dillaha, T.A., Reneau, R.B., Mostaghimi, S. & Lee, D. (1989).** Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the ASAE*, 32(2): 513-519.
- Di Marzio, W.D., Tortorelli, M.C. y Freyre L.R. (2003).** Diversidad de peces en un arroyo de llanura. *Limnetica*, 22: 71-76.
- Escalante, A.H. (1983a).** Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. II. Otros Tetragonopteridae. *Limnobiós*, 2 (6): 379-402.
- Escalante, A.H. (1983b).** Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. III. Otras especies. *Limnobiós*, 2 (7): 453-463.
- Escalante, A.H. (1984).** Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. IV. Dos especies de Cichlidae y misceláneas. *Limnobiós*, 2 (8): 562-578.
- Escalante, A.H. (1985).** Dieta comparativa de *Cheirodon i. interruptus* (Osteichthyes Characidae) en ambientes lenticos y loticos de la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo de la Plata. Zoología (Argentina)*. 14 (152): 35-45.
- Etchebarne, V. (2010).** Calidad de agua y de la zona ribereña en sistemas lóticos de regiones ganaderas y extensivas de la cuenca del Río Santa Lucía. Tesis de grado, Universidad de la República (Uruguay), Facultad de Ciencias, 45 p.
- Feijoó, C. (2007).** La destrucción morfológica y biológica de los arroyos pampeanos. En: Tancredi, E. y Da Costa Pereira, N. (Eds). *Dimensiones humanas el cambio ambiental en Argentina*. (pp. 215-225). Publisher: Universidad Nacional de Luján y Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica.
- Feijoó, C.S. & Lombardo, R.J. (2007).** Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research*, 41: 1399-1410.
- Feijoó, C., Giorgi, A. & Ferreira, N. (2011).** Phosphate uptake in a macrophyte-rich Pampean stream. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 41(4): 285-289.
- Feijoó, C., Gantes, P., Giorgi, A., Rosso, J.J. y Zunino, E. (2012).** Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades. *Biología Acuática*, 27: 105-113.
- Fernández, E., Ferriz, R., Bentos, C. & López, G. (2008).** Ichthyofauna of two streams in the high basin of the Samborombón River, Buenos Aires province, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Nueva Serie*, 10 (1): 147-154.
- Fucks, E., Blasi, A., Carbonari, J., Huarte, R., Pisano, F. y Aguirre, M. (2011).** Evolución geológica-geomorfológica de la cuenca del río Areco. NE de la provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 68 (1): 109-120.
- Giorgi, A., Rosso, J.J. y Zunino, E. (2014).** Efecto de la exclusión de ganado sobre la calidad ambiental de un arroyo pampeano. *Biología Acuática*, 30: 133-140.
- Gómez, N. (1998).** Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water research*, 32 (7): 2029-2034.
- Gómez, N. & Licursi, M. (2001).** The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35 (2): 173-181.
- Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Mitchell, S.F., Christoffersen, K. & Burns, C.W. (2000).** Trophic structure in the pelagial of 25 shallow New Zealand lakes: changes along nutrient and fish gradients. *Journal of Plankton Research*, 22: 951-968.
- Li, W., Zhang, T., Zhang, C., Li, Z., Liu, J. & Hicks, B.J. (2013).** Effects of turbidity and light intensity on foraging success of juvenile mandarin fish *Siniperca chuatsi* (Basilewsky). *Environmental Biology of Fishes*, 96: 995-

1002.

- Matono, P., Sousa, D. & Ilheu, M. (2013).** Effects of land use intensification on fish assemblages in Mediterranean climate streams. *Environmental Management*, 52: 1213-1229.
- Mazzeo, N., Iglesias, C., Teixeira-de Mello, F., Borthagaray, A., Fosalba, C., Ballabio, R. & Jeppesen, E. (2010).** Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in subtropical lakes food webs: a mesocosm approach. *Hydrobiologia*, 644: 325-335.
- Mercado, L. (2000).** Evaluación de la calidad de las aguas de seis sistemas lóticos pampásicos mediante el estudio de variables físicas y químicas. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 2 (1): 27-35.
- Ocon, C.S. & Rodrigues Capítulo, A. (2004).** Presence and abundance of Ephemeroptera and other sensitive macroinvertebrates in relation with habitat conditions in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie*, 159 (4): 473-487.
- Oricollí, M.C.G. & Bennemann, S.T. (2006).** Dieta de *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) em riachos da bacia do rio Tibagi, Estado do Paraná. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 28 (1): 59-63.
- Oliveros, O.B. y Rossi, L.M. (1991).** Ecología trófica de *Hoplias malabaricus* (Pisces Erythrinidae). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 22 (2): 55-68.
- Quirós, R. (2005).** La ecología de las lagunas de las Pampas. *Investigación y Ciencia*, 1:13 p. Recuperado en: http://produccionbovina.com.ar/produccion_peces/piscicultura/11-ecologia_lagunas_pampas.pdf.
- Quirós, R., Boveri, M.B., Petracchi, C.A., Rennella, A.M., Rosso, J.J., Sosnovsky, A. y von Bernard, H.T. (2006).** Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. En: Galizia Tundisi, J., Matsumura -Tundisi, T. & Galli, C. S. (Eds.). *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle* (pp 1-16). Sao Carlos: Instituto Internacional de Ecología, Instituto Internacional de Ecología e Gerenciamento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.
- Ranieri, M.C. (2015).** Escalas de variación de la diversidad de macrófitas en arroyos de la provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Ringuelet, R.A. (1975).** Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur*, 2.
- Rodrigues Capítulo, A., Tangorra, M. & Ocón, C. (2001).** Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35 (2): 109-119.
- Rosso J.J. (2006).** Peces Pampeanos; Guía y Ecología. L.O.L.A., Literature of Latin America. Buenos Aires, 221 pp.
- Rosso, J.J., Sosnovsky, A., Rennella, A.M. & Quirós R. (2010).** Relationships between fish species abundances and water transparency in hypertrophic turbid waters of temperate shallow lakes. *International Review of Hydrobiology*, 95: 142-155.
- Rosso, J.J. & Fernández Cirelli, A. (2013).** Effects of land use on environmental conditions and macrophytes in prairie lotic ecosystems. *Limnologia*, 43:18-26.
- Teixeira de Mello, F. (2007).** Efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua y las comunidades de peces en sistemas lóticos de la cuenca baja del río Santa Lucía (Uruguay). Tesis de Maestría, Universidad de la Republica (Uruguay), Facultad de Ciencias, 58 p.
- Troitiño, E., Costa, M.C., Ferrari, L. y Giorgi, A. (2010).** La conservación de las zonas ribereñas de un arroyo pampeano. *Actas del Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*: 1256-1263.
- Vidon, P., Campbell, M.A. & Gray, M. (2008).** Unrestricted cattle access to streams and water quality in till landscape of the Midwest. *Agricultural water management*, 95: 322-330.
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C. & Carreño, L. (2005).** Situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. *La situación ambiental argentina*, 263-269.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M. (1997).** Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-499.

COMPARACIÓN DE LOS PARÁMETROS LIMNOLÓGICOS Y EL ZOOPLANCTON DE UN LAGO SOMERO SALINO DE LA PAMPA (ARGENTINA) DURANTE DOS CICLOS ANUALES CON CONDICIONES AMBIENTALES DIFERENTES

SANTIAGO ECHANIZ¹, ALICIA VIGNATTI¹, GABRIELA CABRERA^{1,2}, CANDELA CAPECE¹ Y MARÍA SOLEDAD TREFFINGER CIENFUEGOS¹

¹Facultad de Ciencias Exactas y Naturales UNLPam. Santa Rosa, La Pampa

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

E-mail: santiagoechaniz@exactas.unlpam.edu.ar; santiagoechaniz@cpenet.com.ar

ABSTRACT. In central Argentina the alternation of cycles of rainfall above or below the historic mean is frequent; so many saline lakes can dry or filled in a short time. As in La Pampa most of studies on these lakes were limited to annual cycles, the information about variations under different climatic conditions is scarce. The aims of this study were to determine the limnological and zooplankton parameters of a semi-permanent Pampean saline lake during 2013 after filling after a drought, to compare the information with that obtained in 2007, because the two annual cycles had relatively different environmental characteristics and to test the hypotheses i) in 2013, after filling scarce tolerant zooplankton species are recorded, that are replaced by more tolerant ones as salinity increases and ii) species richness in 2013 is greater than that recorded during higher hydrologic stability. Samples were taken between January and December of both years. In 2007 depth was stable and in 2013 fluctuated markedly. The mean salinity was similar, close to 26 g/L. In 2007 was stable, but in 2013 rose from 14.3 g/L (January) to 40.4 g/L (December). Transparency was highest in 2007 ($0.76 \text{ m} \pm 0.26$) and lowest in 2013 ($0.17 \text{ m} \pm 0.05$). The concentration of chlorophyll a was lower in 2007 ($1.73 \text{ mg/m}^3 \pm 1.25$) than in 2013 ($38.16 \text{ mg/m}^3 \pm 42.33$). The richness were six (2007) and seven (2013) species. In 2007 crustaceans predominated, especially *Boeckella poopoensis* Marsh, 1906, but in 2013 rotifers dominated. Among them, *Brachionus plicatilis* Müller, 1786 and *Brachionus dimidiatus* Bryce, 1931 presented a maximum in autumn (1702 and 2062 ind./L respectively). *Daphnia menucoensis* Paggi, 1996 was absent during 2013 and the inverse correlation between the density of this cladoceran and chlorophyll a concentration could show its influence on water transparency because of its grazing on phytoplankton. The differences in limnological parameters allow knowing the variability of environmental conditions that can display a Pampean saline lake and expand knowledge about tolerance ranges of some endemic species as *B. poopoensis* and *Moina eugeniae* Oliver, 1954.

Keywords: zooplankton, hydroperiod, *Boeckella poopoensis*, *Moina eugeniae*.

Palabras clave: zooplancton, hidroperíodo, *Boeckella poopoensis*, *Moina eugeniae*.

INTRODUCCIÓN

Los lagos salinos pueden ser definidos como aquellos que tienen concentraciones de sólidos disueltos iguales o superiores a 3 g/L (Hammer, 1986). En éstos, la salinidad es uno de los factores abióticos que más influye sobre su biota (Greenwald & Hurlbert, 1993; Derry *et al.*, 2003; Hall & Burns, 2003), ya que tanto la riqueza específica como la densidad del zooplancton disminuyen a medida que aumenta la concentración de sólidos disueltos

(Scheffer, 1998; Williams, 1998; Kalff, 2002; Ivanova & Kazantseva, 2006; Jeppesen *et al.*, 2007), situación que también ha sido verificada en lagos salinos de la provincia de La Pampa (Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007).

En la región central de Argentina, donde se localiza La Pampa, estos lagos son numerosos, alimentados por precipitaciones y aportes freáticos, desde donde suelen recibir los mayores volúmenes de agua (Dornes *et al.*, en

prensa) y como generalmente están localizados en cuencas arreicas, las pérdidas de agua se dan especialmente por evaporación. Debido a su carácter semiárido, en la región es frecuente que se produzca alternancia de ciclos de precipitaciones abundantes o de sequía, por encima o debajo de la media histórica, respectivamente (Cano, 1980; Roberto *et al.*, 1994; Casagrande *et al.*, 2006; Viglizzo, 2011). Esto hace que muchos de los lagos pampeanos sean temporarios o semipermanentes y durante ciclos húmedos puedan llenarse en poco tiempo. Su secado depende de su extensión, lo que hace que los más grandes puedan contener agua durante varios años y en estos casos suelen registrarse cambios en la salinidad relativamente importantes a lo largo del tiempo en que contienen agua (hidroperíodo).

En la provincia de La Pampa se han estudiado aspectos de la ecología de varios lagos salinos, en especial referidos al zooplancton, pero la mayoría de los estudios se limitaron a períodos relativamente cortos (generalmente ciclos anuales) (Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007; Echaniz & Vignatti, 2011; Vignatti *et al.*, 2012a,b,c; Echaniz *et al.*, 2013a,b; Del Ponti *et al.*, 2015; Echaniz *et al.*, 2015), lo que hace que se cuente con poca información sobre variaciones ambientales y biológicas en lapsos más prolongados y que, por lo tanto, muestren su comportamiento en diferentes condiciones climáticas.

En relación con la temporalidad de estos ecosistemas, se han estudiado los cambios ambientales y las sucesiones que tuvieron lugar en el zooplancton, tanto durante el secado (Vignatti *et al.*, 2012a) como inmediatamente después del llenado (Vignatti *et al.*, 2012b) de dos lagos salinos pampeanos. En el segundo caso, se pudo verificar el reemplazo de especies zooplanctónicas poco tolerantes a la salinidad por otras halotolerantes a medida que la concentración de solutos aumentó como consecuencia de la evaporación de agua y por la redisolución desde los sedimentos (Vignatti *et al.*, 2012b).

Chadilauquen es un importante lago somero salino de La Pampa, que ya había sido estudiado durante 2007. Ese año fue un período de relativa estabilidad hidrológica debido a que todos los meses se registraron precipitaciones de distinta magnitud (Vergara y Casagrande, 2012). Ese año

la laguna contuvo una considerable cantidad de agua con una profundidad cercana a 2 m, que se mantuvo relativamente estable a lo largo de ese año (Vignatti *et al.*, 2012c). Sin embargo, entre 2008 y 2012 se registraron escasas precipitaciones lo que promovió el secado casi total del lago. Como en la región es típico que ocurra un pico de lluvias, generalmente torrenciales, a fines de primavera-inicios de verano (Cano, 1980), las precipitaciones que ocurrieron en diciembre de 2012 hicieron que el lago se llenara y alcanzara una profundidad de 1,6 m. Los objetivos de este trabajo fueron conocer los parámetros ambientales, la riqueza y abundancia zooplanctónica luego del llenado y comparar la información con la obtenida seis años antes, debido a que se presentaron dos situaciones diferentes, tras un período de sequía y tras un período de relativa estabilidad, respectivamente y poner a prueba las hipótesis: i) debido a la salinidad relativamente reducida que se registra inmediatamente después del llenado, en el zooplancton de Chadilauquen se registran especies poco tolerantes, que son reemplazadas por otras de mayor tolerancia a medida que la salinidad aumenta y ii) como consecuencia de lo anterior, la riqueza específica del ciclo anual posterior al llenado es mayor que la que se registra durante períodos de mayor estabilidad hidrológica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La laguna Chadilauquen (35°24' S, 64°19' O) se encuentra en el noreste de La Pampa (Figura 1). Está ubicada en el límite occidental de la Llanura Pampeana (Cabrera, 1976), en la región más productiva de la provincia, rodeada de campos dedicados al cultivo de cereales y oleaginosas y en menor medida a ganadería. Durante 2007, período caracterizado por una mayor profundidad, el largo máximo de la laguna fue de 6391 m, el ancho máximo de 2739 m y la superficie de 893 ha. El agua proviene de precipitaciones y de aportes freáticos y por estar en una cuenca arreica, como la mayoría de los lagos de la Pampa, las pérdidas de agua se dan por evaporación (Ponce de León, 1998). Debido a su gran extensión y a que es el nivel de base de un sistema regional (Dornes *et al.*,

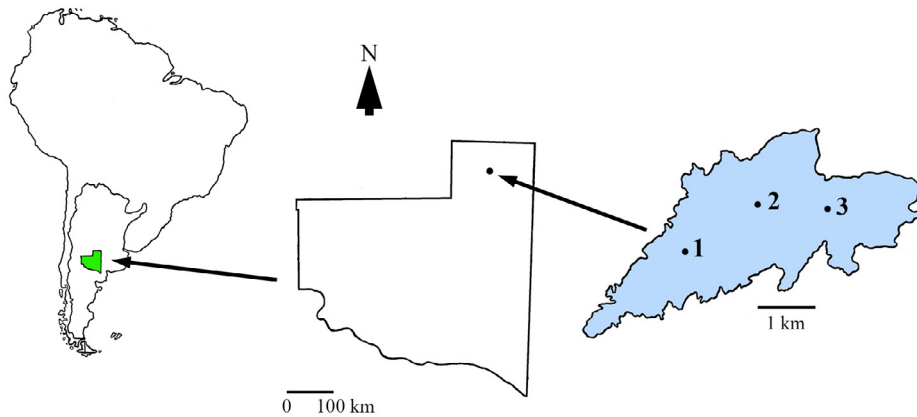


Figura 1. Ubicación geográfica de la laguna Chadilauquen. La escala corresponde a la extensión de la laguna en 2007. Sitios de muestreo: 1, 2 y 3.

en prensa) suele tener hidroperíodos más prolongados que otros lagos de la región. Las marcadas fluctuaciones del nivel del agua hacen que la mayor parte de sus orillas sean playas con manchones de vegetación halófila. Durante los dos ciclos anuales estudiados no se registró presencia de macrófitas acuáticas y peces.

Trabajo de campo y de laboratorio

Se tomaron muestras mensualmente desde enero a diciembre de 2007 y durante 2013 (excepto junio) en tres sitios, los mismos durante ambos períodos. Se registró la temperatura del agua y la concentración de oxígeno disuelto con un oxímetro Lutron DO 5510, la transparencia con un disco de Secchi de 22 cm de diámetro y además se tomaron muestras de agua para análisis físico químicos. La salinidad se determinó mediante el método gravimétrico, el pH con un peachímetro Corning PS-15, las concentraciones de clorofila *a* por el método de extracción con acetona acuosa y espectrofotometría (Arar, 1997).

En cada sitio se tomaron muestras cuantitativas de zooplancton con una trampa de Schindler-Patalas de 10 L, provista de una red de 0,04 mm de abertura de malla y una muestra cualitativa, por arrastres verticales y horizontales con una red de 22 cm de diámetro de boca y 0,04 mm de abertura de malla. Las muestras se anestesiaron con CO₂ previo a la fijación, para evitar deformaciones de los ejemplares. Los conteos de macro y microzooplancton (Kalff, 2002) se hicieron

en cámaras de Bogorov y Sedgwick Rafter respectivamente, bajo microscopio óptico común y estereoscópico. La determinación de la biomasa se hizo mediante la medición de un mínimo de 30 ejemplares con un ocular micrométrico Leitz y la aplicación de regresiones largo-peso seco (Ruttner-Kolisko, 1977; Rosen, 1981; McCauley, 1984; Culver *et al.*, 1985).

Se realizó el análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis (H) y se calculó el coeficiente de correlación de Spearman (r_s) (Sokal y Rohlf, 1995; Zar, 1996). Se calculó el índice de diversidad alfa de Shannon Weaver (H') (Moreno, 2001; Magurran, 2004) y se realizó el test *t* a efectos de determinar si existieron diferencias entre los valores de ambos períodos analizados. También se calculó el índice de equitabilidad de Pielou (J) y para determinar el reemplazo de especies se calculó el índice de diversidad beta de Whittaker en sentido temporal (Magurran, 2004). Se realizó un gráfico de abundancias relativas dada su utilidad para comparar aspectos de la diversidad biológicamente importantes (Feinsinger, 2004). Se emplearon los programas Past (Hammer *et al.*, 2001) e Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2010).

RESULTADOS

Parámetros físico-químicos

La profundidad de la laguna difirió (Tabla 1) ya que en 2007 fue casi siempre superior a 2 m y fluctuó apenas 0,28 m mientras que en 2013 la profundidad media fue 1,15 m ya que disminuyó

Tabla 1. Valores medios de los parámetros determinados en la laguna Chadilauquen durante 2007 y 2013. Los valores entre paréntesis corresponden al desvío estándar. H: estadístico de Kruskal-Wallis; p: probabilidad del estadístico.

	2007	2013	H	p
Profundidad máxima (m)	2,12 (0,09)	1,15 (0,21)	16,33	0,0000
Temperatura del agua (°C)	16,58 (7,05)	17,94 (6,34)	0,44	0,9990
Salinidad (g/L)	26,16 (2,13)	26,78 (7,49)	-0,10	1,0000
pH	9,40 (0,13)	9,77 (0,08)	10,44	0,0012
Oxígeno disuelto (mg/L)	8,46 (1,10)	8,78 (0,92)	-0,49	1,0000
Transparencia (m)	0,76 (0,26)	0,17 (0,05)	16,55	0,0000
Clorofila <i>a</i> (mg/m³)	1,73 (1,25)	38,16 (42,33)	10,31	0,0013

desde 1,6 m (enero) a 0,84 (diciembre) (Figura 2). En 2007, cuando la cubeta de la laguna estaba casi completamente llena, la superficie fue cercana a 900 ha mientras que en enero de 2013, con el registro máximo de profundidad de ese año, la superficie fue un 12% más reducida (cercana a 780 ha).

Debido a que no se encontraron diferencias significativas entre los valores de las diferentes variables físico-químicas o biológicas obtenidas en los tres puntos de muestreo se presentan valores medios. La temperatura del agua no difirió entre los dos períodos, aunque la máxima, registrada en enero de ambos años, fue ligeramente superior en 2013 (Tabla 1). Además, los valores encontrados en el invierno (junio y julio) de 2013 fueron entre 4 y casi 6°C superiores a los del invierno de 2007 (Figura 3). La salinidad media durante los dos ciclos

anuales fue similar, cercana a 26 g/L (Tabla 1). En 2007 no hubo grandes variaciones y sólo superó los 30 g/L en diciembre mientras que durante 2013 la salinidad casi se triplicó, desde 14,3 g/L (enero), superando los 30 g/L a partir de octubre, hasta un máximo de 40,4 g/L en diciembre (Figura 4). Se encontró correlación entre la salinidad y la profundidad máxima de la laguna ($r_s = -0,46$; $p = 0,028$). El pH del agua fue elevado durante ambos ciclos anuales y a pesar de mostrar valores medios relativamente cercanos, la diferencia fue estadísticamente significativa (Tabla 1). Las variaciones de pH no mostraron un patrón estacional definido. Las concentraciones medias de oxígeno disuelto en ambos períodos fueron relativamente elevadas y no difirieron (Tabla 1). Se encontró correlación con la temperatura del agua ($r_s = -0,42$; $p = 0,043$), lo que sugiere una cierta estacionalidad, con

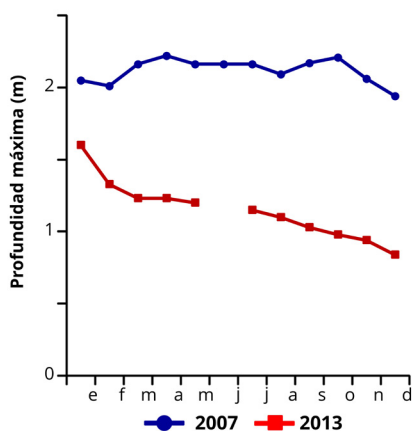


Figura 2. Comparación de la variación mensual de la profundidad máxima de la laguna Chadilauquen durante 2007 y 2013.

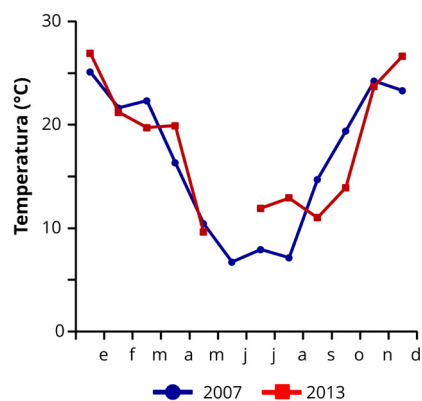


Figura 3. Comparación de la variación mensual de la temperatura del agua de Chadilauquen durante 2007 y 2013.

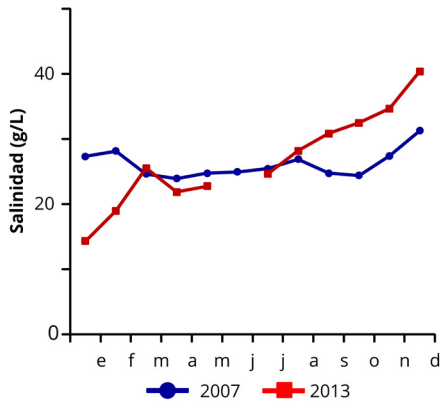


Figura 4. Comparación de la variación mensual de la salinidad de la laguna Chadilauquen durante 2007 y 2013.

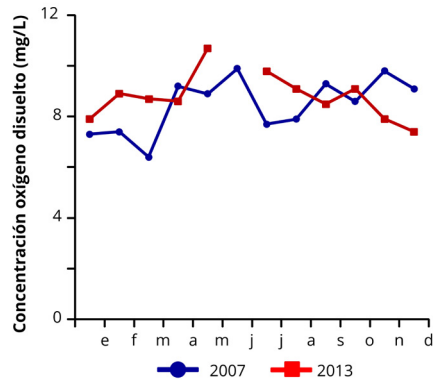


Figura 5. Comparación de la variación mensual de la concentración de oxígeno disuelto en el agua de la laguna Chadilauquen durante 2007 y 2013.

valores más elevados durante los meses más fríos (Figura 5). La transparencia del agua fue diferente en ambos períodos (Tabla 1). Durante 2007 fue mucho más elevada y fluctuante, con diferencias de casi 0,9 m y un máximo en abril y mínimos a fines de verano e invierno. En 2013 la transparencia media fue de solo 0,17 m y las fluctuaciones se restringieron a apenas 0,1 m y el valor máximo se registró en enero (Figura 6). Las concentraciones de clorofila *a* difirieron significativamente entre los hidroperíodos estudiados (Tabla 1). En 2007, la media fue cercana a 1,7 mg/m³ y mostró una relativa estabilidad, con máximos durante los meses de mayor temperatura, mientras que en 2013 la media superó 38 mg/m³, con mayores variaciones y un pico invernal que alcanzó casi 150 mg/m³ (Figura 7). Se encontró una elevada correlación entre la transparencia del agua y

la concentración de clorofila *a* fitoplanctónica ($r_s = -0,70$; $p = 0,0002$).

Zooplankton

A pesar de que algunas condiciones ambientales fueron relativamente diferentes, la riqueza fue similar en ambos períodos hidrológicos, seis (2007) y siete (2013) especies. Los valores del índice de Shannon Weaver fueron 1,14 (2007) y 1,38 (2013). Esta diferencia fue significativa ($t = -3,38$; $p = 0,0009$) y mostró que la diversidad del segundo período fue ligeramente mayor. El índice de Whittaker (0,23) indicó un moderado reemplazo de especies, ya que, a excepción de *Daphnia menucoensis*, todos los *taxa* registrados en 2007 se hallaron en 2013 (Tabla 2). En el segundo ciclo anual se registró la presencia de *Metacyclops mendocinus*

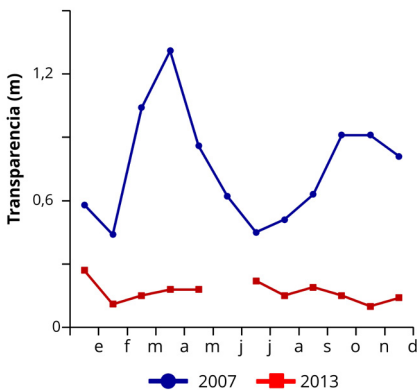


Figura 6. Comparación de la variación mensual de la transparencia del agua de la laguna Chadilauquen durante 2007 y 2013.

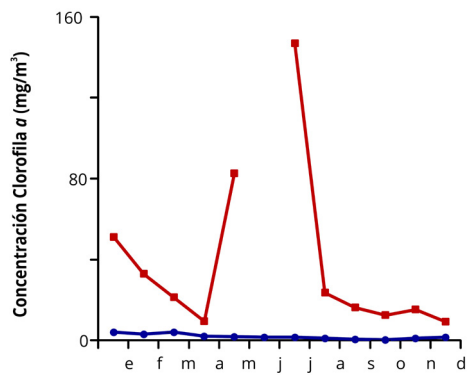


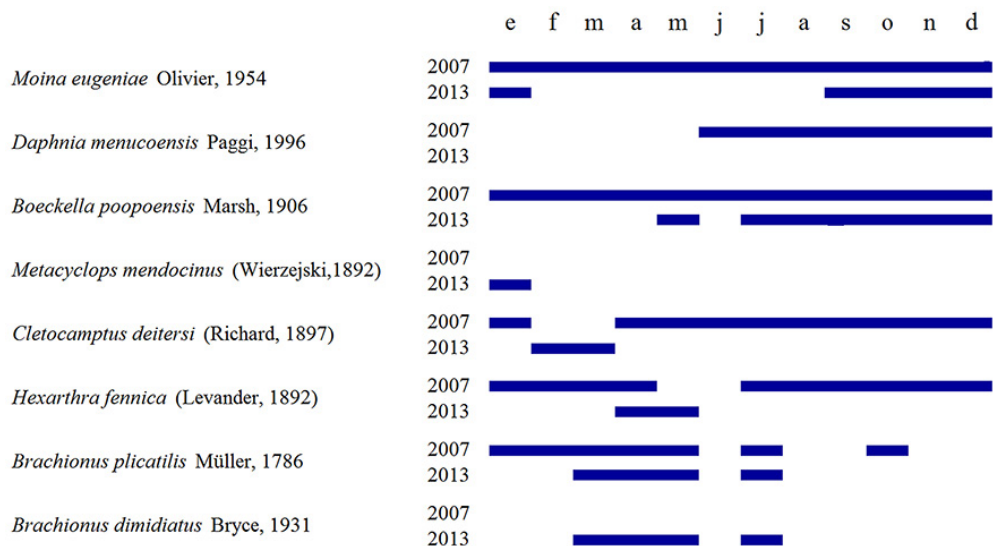
Figura 7. Comparación de la variación mensual de la concentración de clorofila *a* fitoplanctónica de la laguna Chadilauquen durante 2007 y 2013.

(Wierzejski, 1892) y *Brachionus dimidiatus*, ausentes en 2007 (Tabla 2).

La densidad media total de la comunidad zooplanctónica en los dos ciclos anuales fue diferente ($H= 5,99$; $p= 0,0143$), con 201,41 ind/L ($\pm 77,52$) en 2007 y 1000,02 ind/L ($\pm 968,33$) en 2013. Además, la composición de la densidad zooplanctónica fue distinta, ya que durante el primer período predominaron los copépodos, que alcanzaron una densidad media de 126,73 ind/L ($\pm 68,38$), seguidos por los cladóceros con 67,86 ind/L ($\pm 53,66$) mientras que los rotíferos alcanzaron sólo 6,82 ind/L ($\pm 6,36$). Inversamente, durante 2013 dominaron los rotíferos, con una densidad media de 611,38 ind/L ($\pm 1093,63$) mientras los copépodos alcanzaron 251,91 ind/L ($\pm 313,60$) y los cladóceros 58,26 ind/L ($\pm 98,09$) (Figura 8). Los valores del índice de equitabilidad, relativamente intermedios (2007: $J= 0,64$;

mayo (Tabla 2). Durante el segundo ciclo anual, *B. poopoensis* también fue el crustáceo más abundante, y aunque su densidad media fue un poco más elevada, alcanzando los 212,8 ind/L ($\pm 315,8$) (Figura 9), sólo representó el 13,9% del total zooplanctónico. La diferencia entre las abundancias de ambos ciclos anuales no resultó significativa y la densidad de esta especie únicamente mostró correlación con la salinidad ($r_s= 0,52$, $p= 0,0108$). La densidad de *Moina eugeniae* tampoco fue diferente entre ambos años analizados ya que los valores medios fueron muy parecidos, 59,2 ind/L ($\pm 54,6$) en 2007 y 58,3 ind/L ($\pm 102,9$) en 2013 (Figura 9). En 2007, este cladócero representó el 29,3% de la densidad total de la comunidad pero en 2013 su aporte solo fue de 6,3%. Esta especie estuvo presente en todas las ocasiones de muestreo en 2007, pero no se registró durante seis

Tabla 2. Especies halladas en el zooplancton de la laguna Chadilauquen durante 2007 (ciclo húmedo) y 2013 (llenado luego de sequía) y ocasiones de registro.



2013: $J= 0,71$), no mostraron dominancias muy marcadas por parte de ninguna especie durante los dos ciclos anuales. En 2007, cuando los copépodos dominaron; los adultos, copepoditos y nauplios de *Boeckella poopoensis* alcanzaron una densidad media de 125,3 ind/L ($\pm 67,7$) (Figura 9) y representaron el 62% de la densidad del zooplancton. Esta especie, con variaciones de abundancia relativamente pequeñas, se registró durante todo 2007 mientras que en 2013 se registró a partir de

meses de 2013 (Tabla 2). Debido a que tendió a ser más abundante en los meses más cálidos, se encontró correlación con la temperatura del agua ($r_s= 0,44$; $p= 0,0351$). El cladócero *D. menucoensis* sólo se registró en 2007, a partir de junio (Tabla 2) y su densidad media cercana a 15 ind/L (Figura 9) representó sólo el 7,5% de la abundancia del zooplancton. Se encontraron correlaciones entre la densidad de esta especie y la concentración de clorofila *a* ($r_s= -0,88$; $p= 0,0002$) y la transparencia del agua ($r_s= 0,52$;

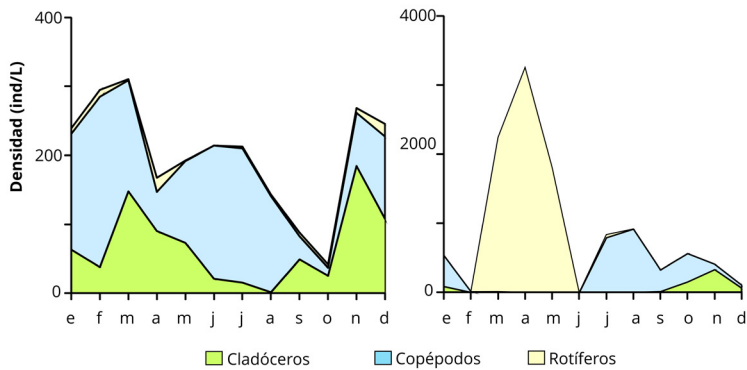


Figura 8. Variación mensual durante 2007 (izquierda) y 2013 (derecha) de la densidad del zooplancton de Chadilauquen por grupo taxonómico (la dimensión del eje Y difiere entre los dos períodos).

$p = 0,0115$). Entre los restantes crustáceos, *M. mendocinus* sólo fue registrado en una única oportunidad en 2013 (Tabla 2) aunque con una densidad elevada que alcanzó 426,7 ind/L (Figura 9). *Cletocamptus deitersi* (Richard, 1897), de presencia casi constante durante 2007, sólo fue registrado en dos oportunidades en 2013 (Tabla 2). Su densidad fue muy reducida (Figura 9) y no difirió entre ambos ciclos anuales. Durante 2007, *Hexarthra fennica* (Levander, 1892) estuvo presente la mayor parte de los meses (Tabla 2) y con una densidad de 5,4 ind/L ($\pm 6,8$) fue el rotífero más abundante (Figura 9), a pesar de lo cual, su aporte sólo fue el 2,7% del total de la comunidad zooplanctónica. En 2013, sólo se registró en dos oportunidades (Tabla 2) con una densidad media similar a la de 2007 (Figura 9). Mientras que en 2007 *Brachionus plicatilis* se registró la mayor parte de los meses, mostró una densidad muy reducida, de apenas 1,45 ind/L ($\pm 2,6$) (Figura 9) y sólo representó el 0,7% del total del zooplancton. En 2013 la situación fue muy diferente. Se registró en cuatro ocasiones y fue la especie que mayor densidad media alcanzó (357,5 ind/L $\pm 662,55$) (Figura 9) de forma que representó el 35,7% de la densidad total. Únicamente se encontró correlación entre la densidad de esta especie y la salinidad ($r_s = -0,41$; $p = 0,0551$). *Brachionus dimidiatus* sólo fue registrado en cuatro ocasiones en 2013 (Tabla 2) y, con una media de 304 ind/L ($\pm 558,79$) contribuyó con 30% a la abundancia zooplanctónica de ese ciclo anual (Figura 9).

La biomasa total, a pesar de haber sido un poco más elevada en 2013, no difirió significativamente y fue de 1621,9 $\mu\text{g/L}$ ($\pm 707,5$) en 2007 y de 2927,1 $\mu\text{g/L}$ ($\pm 3500,2$) en

2013 (Figura 10). En ambas ocasiones la mayor biomasa fue aportada por los copépodos, en especial por *B. poopoensis*, que, con medias de 797,4 $\mu\text{g/L}$ ($\pm 628,8$) y 2212,0 $\mu\text{g/L}$ ($\pm 3742,6$) contribuyó con el 48% y 76% a la biomasa total en 2007 y 2013, respectivamente. Entre los cladóceros, *M. eugeniae* fue la especie con mayor aporte de biomasa. En 2007 alcanzó un valor medio de 567,2 $\mu\text{g/L}$ ($\pm 515,8$) que representó el 35% del total y en 2013 registró 386,8 $\mu\text{g/L}$ ($\pm 633,6$) que representó el 13,2% (Figura 10). Al igual que en el caso de *B. poopoensis*, las diferencias entre ambos ciclos anuales no resultaron significativas. La biomasa de los rotíferos de ambos ciclos anuales no difirió y su aporte al total de la comunidad resultó reducido, apenas el 0,1% en 2007 y el 3,2% en 2013 (Figura 10). En este grupo durante 2007 el mayor aporte fue de *H. fennica* (1,65 $\mu\text{g/L}$ $\pm 2,1$) mientras que en 2013 la mayor biomasa media fue de *B. plicatilis* (85,2 $\mu\text{g/L}$ $\pm 171,5$).

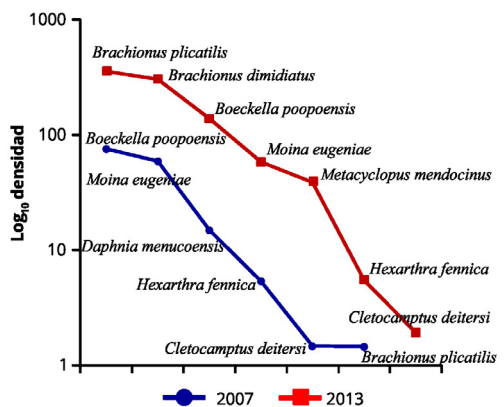


Figura 9. Comparación de las densidades medias de las especies registradas durante 2007 y 2013 en Chadilauquen.

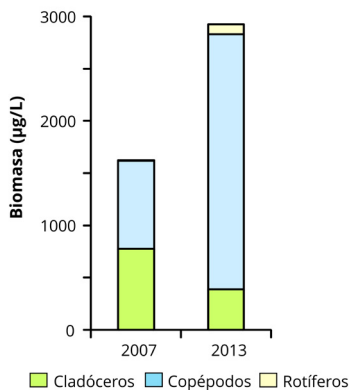


Figura 10. Comparación de la biomasa de los grupos taxonómicos del zooplancton en la laguna Chadilauquen durante 2007 y 2013.

DISCUSIÓN

Las precipitaciones en la provincia de La Pampa muestran una notable variabilidad de carácter tanto intra como interanual, que en este último caso puede promover ciclos húmedos o secos de varios años de duración (Viglizzo, 2011). Esta variación es atribuida sobre todo a la sucesión de eventos de los fenómenos climáticos de El Niño y La Niña (Sierra *et al.*, 1995) y hace que aún durante un ciclo seco puedan producirse años lluviosos y años relativamente secos en un ciclo húmedo (Viglizzo, 2011). Las condiciones ambientales relativamente estables que se observaron en Chadilauquen durante 2007, cuando el lago llevaba por lo menos diez años con agua, pudieron deberse probablemente a que, al haberse registrado previamente un período de precipitaciones por encima de la media, los niveles freáticos habrían estado altos y sus descargas contribuirían a mantener el nivel hidrométrico (Dornes *et al.*, en prensa). Inversamente, antes de 2013 se registró un período de sequía durante el cual Chadilauquen prácticamente se secó. Precipitaciones intensas ocurridas en diciembre de 2012 hicieron que ingresara agua a la laguna y que en enero de 2013 alcanzara una profundidad considerable. Sin embargo, el período de sequía previo habría deprimido los niveles freáticos, por lo que durante el segundo período estudiado no habría habido ingresos por esa vía y el nivel del agua descendió marcadamente, al punto que durante

2014 volvió a secarse (Echaniz y Vignatti, obs. pers.). La salinidad media registrada en los dos períodos fue similar a pesar de las diferencias de volumen que registró la laguna. La relativa estabilidad que mostró la salinidad durante 2007, con una diferencia de apenas 7,3 g/L entre el máximo y el mínimo, pudo deberse a los reducidos cambios en el nivel del agua, debido a los ingresos por precipitaciones o freáticos. A lo largo de 2013 la salinidad aumentó marcadamente y llegó a casi triplicarse, lo que pudo deberse al proceso de concentración de solutos producido por la evaporación (que también hizo descender el nivel hidrométrico) pero también a la redisolución de sales desde los sedimentos, una situación similar a la registrada previamente en otro lago somero salino de La Pampa (Vignatti *et al.*, 2012 b).

Una diferencia entre ambos períodos fue la transparencia del agua. Durante 2007 fue relativamente elevada, lo que pudo relacionarse con la baja concentración de clorofila *a* fitoplanctónica registrada. Inversamente, en 2013 la concentración de clorofila fue 22 veces más elevada y la transparencia del agua se redujo a un cuarto de la registrada en 2007. Durante 2007, los valores máximos de clorofila se registraron en verano mientras que en 2013 se alcanzó un pico en meses invernales, de igual forma que lo reportado en otros ambientes (Matveev & Matveeva, 2005; Somogyi *et al.*, 2009; Toporowska *et al.*, 2010).

La menor concentración de clorofila *a* que se registró durante 2007 probablemente se debió al efecto del pastoreo de *D. menucoensis*, presente durante gran parte del año (junio a diciembre), lapso en que la cantidad de clorofila *a* fue más reducida. La influencia de este cladóceros sobre el fitoplancton ya fue verificada en otros lagos de La Pampa (Echaniz *et al.*, 2010). Inversamente, la mayor concentración media de clorofila *a* registrada en 2013 podría ser atribuida en parte a la ausencia de esta especie durante todo el período estudiado.

La asociación de especies registrada en Chadilauquen es la que caracteriza a los lagos hipo – mesosalinos, donde la salinidad es un importante factor estructurador de la comunidad zooplanctónica (Hammer, 1986; Herbst, 2001; Ivanova & Kazantseva, 2006) y donde la riqueza específica generalmente es

baja (Vignatti, 2011). En el caso de los lagos hipo-mesosalinos sin peces del centro de Argentina esta asociación de especies está conformada por los crustáceos halófilos endémicos neotropicales *B. poopoensis*, *M. eugeniae* y *D. menucoensis* (Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007; Echaniz & Vignatti, 2011; Vignatti *et al.*, 2012 a,b,c; Echaniz *et al.*, 2013 a,b, 2015). Los rotíferos registrados en Chadilauquen, en especial *H. fennica* y *B. plicatilis* son especies cosmopolitas y de extensa distribución dada su amplia tolerancia a la salinidad (Pejler, 1995; Fontaneto *et al.*, 2006).

En 2007 dominaron ampliamente los crustáceos y *M. eugeniae* y *B. poopoensis* fueron muy abundantes durante todos los meses. En 2013 la situación fue inversa, con los rotíferos como dominantes, especialmente por la elevada abundancia de *B. plicatilis* que había sido muy escaso en 2007. Durante 2013 se registró una sucesión posterior al llenado del lago relativamente parecida a la que ya había sido documentada en El Carancho, otro lago salino pampeano (Vignatti *et al.*, 2012 b), con el predominio en los momentos iniciales de *M. mendocinus*, un copépodo que si bien es relativamente halófilo, no se ha registrado en lagos pampeanos con salinidades superiores a 15 g/L. Así, esta especie no volvió a ser registrada después de enero. Durante los primeros meses dominaron los rotíferos, en coincidencia con lo registrado en El Carancho (Vignatti *et al.*, 2012b). De manera similar a este último lago, *B. poopoensis*, una especie halófila de muy amplia distribución geográfica (Menu-Marque *et al.*, 2000), sólo se registró en Chadilauquen en mayo, cuando la salinidad superó los 22 g/L. Sin embargo, una diferencia notable con la sucesión ocurrida en otros lagos fue la ausencia de *D. menucoensis* durante 2013, ya que es uno de los crustáceos que, en ausencia de depredación por peces, es de los primeros en colonizar el ambiente (Vignatti *et al.*, 2012b). A pesar de que a principios de 2013, inmediatamente después del llenado, era esperable la presencia de algunas especies menos tolerantes a la salinidad, éstas no fueron registradas. Esto pudo deberse a que inmediatamente después del llenado de la laguna la salinidad fue muy elevada, superior a 14 g/L, probablemente producida por una rápida redisolución de las sales depositadas

en el lecho. Esta concentración de solutos es demasiado alta como para permitir el desarrollo de especies no tolerantes, tales como las registradas en lagos pampeanos cercanos de menor salinidad (Echaniz & Vignatti, 2010; Echaniz *et al.*, 2009; 2011), pero sí de las halófilas que fueron registradas en enero de 2013. En 2007 la densidad total del zooplancton fue relativamente estable, ligeramente más elevada en los meses más cálidos, con un pico que apenas superó 300 ind./L. En 2013 la densidad mostró grandes oscilaciones con un fuerte pico que superó 3000 ind./L en otoño, producto de la elevada densidad de *B. plicatilis* y *B. dimidiatus*, lo que marca una diferencia con otros lagos pampeanos, donde los picos de densidad de los rotíferos tienden a ser estivales (Vignatti *et al.*, 2012b; Echaniz *et al.*, 2013b; Del Ponti *et al.*, 2015; Echaniz *et al.*, 2015).

A pesar de haber sido un poco más elevada en 2013, la biomasa total de la comunidad zooplanctónica fue similar, ya que aunque la densidad del segundo ciclo anual fue más elevada, fue aportada principalmente por rotíferos.

Las diferencias en algunos parámetros limnológicos determinados en ambos períodos mostraron la amplia variabilidad de condiciones ambientales que puede presentar un lago salino típico de la región, en relación con los ciclos de precipitaciones (Viglizzo, 2011). Sin embargo, la composición taxonómica similar encontrada durante los dos períodos estudiados permitió conocer mejor el rango en que pueden desarrollarse algunas especies endémicas, tales como *B. poopoensis* y *M. eugeniae*, sobre las que existe escasa información referida a sus rangos de tolerancia.

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNLPam, por el financiamiento parcial de este trabajo. A los revisores anónimos que con su trabajo mejoraron sustancialmente este artículo.

REFERENCIAS

Arar, E.J. (1997). In Vitro Determination of Chlorophylls a, b, c + c and Pheopigments in Marine and Freshwater Algae by Visible

- Spectrophotometry. Method 446.0.U.S. Environmental Protection Agency.
- Cabrera, A. (1976).** Regiones fitogeográficas argentinas. Fascículo 1, Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería. Ed. Acme, Buenos Aires.
- Cano, E. (coord.). (1980).** Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la provincia de La Pampa. Buenos Aires: Ed. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Provincia de La Pampa y Universidad Nacional de La Pampa.
- Casagrande, G., Vergara, G. y Bellini, Y. (2006).** Cartas agroclimáticas actuales de temperaturas, heladas y lluvias de la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam*, 17(1/2): 15-22.
- Culver, D., Boucherle, M., Bean, D. & Fletcher, J. (1985).** Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length-weight regressions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(8): 1380-1390.
- Del Ponti, O.D., Cabrera, G. C., Vignatti, A. M. & Echaniz, S. A. (2015).** Dynamics of the limnological parameters and zooplankton of La Brava, a shallow lake of the Atuel-Salado-Chadileuvú-Curacó system (La Pampa, Argentina). *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 6(3): 193-199.
- Derry, A.M., Prepas, E.E. & Hebert, P.D.N. (2003).** Comparison of zooplankton communities in saline lakewater with variable anion composition. *Hydrobiologia*, 505:199-215.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., González, L., Tablada, M.C. y Robledo, W. (2010).** *InfoStat (versión 2010)*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dornes, P.F., Comas, R.N., Cardín, D., Pochetti, R., Ianni, J. P. y Kruse, E. (En prensa).** Identificación y caracterización hidrológica de lagunas en el noreste de la provincia de La Pampa. Libro de Trabajos del IX Congreso Argentino de Hidrogeología. Catamarca. 20-26 septiembre de 2016.
- Echaniz, S.A., Vignatti, A.M., José de Paggi, S.B., Paggi, J. C. & Pilati, A. (2006).** Zooplankton seasonal abundance of South American saline shallow lakes. *International Review of Hydrobiology*, 91(1): 86-100.
- Echaniz, S.A., Vignatti, A. M. y Cabrera, G. C. (2009).** Características limnológicas de una laguna turbia orgánica de la provincia de La Pampa y variación estacional del zooplankton. *Biología Acuática*, 26: 71-82.
- Echaniz, S.A. & Vignatti, A. M. (2010).** Diversity and changes in the horizontal distribution of crustaceans and rotifers in an episodic wetland of the central region of Argentina. *Biota Neotropica*, 10 (3): 133-141.
- Echaniz, S.A., Vignatti, A. M., José de Paggi S. B. y Cabrera, G. C. (2010).** El modelo de estados alternativos de lagos someros en La Pampa: comparación de Bajo de Giuliani y El Carancho. Libro de Trabajos del 3º Congreso Pampeano del Agua, 45-53.
- Echaniz, S.A. & Vignatti, A. M. (2011).** Seasonal variation and influence of turbidity and salinity on the zooplankton of a saline lake in central Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 39(2): 306-315.
- Echaniz, S.A., Vignatti, A. M. y Segundo, J. D. (2011).** Cambios en la diversidad y biomasa zooplanctónica durante una estación de crecimiento en un lago somero temporario hiposalino de La Pampa. *BioScriba*, 4(1): 1-12.
- Echaniz, S.A., Cabrera, G. C. Rodríguez, C. & Vignatti, A. M. (2013a).** Do temporary lakes vary from year to year? A comparison of limnological parameters and zooplankton from two consecutive annual cycles in an Argentine temporary saline lake. *International Journal of Aquatic Sciences*, 4: 44-61.
- Echaniz, S.A., Cabrera, G. C., Aliaga, P. L. & Vignatti, A. M. (2013b).** Variation in zooplankton and limnological parameters in a saline lake of La Pampa, Central Argentina, during an annual cycle. *International Journal of Ecosystem*, 3(4): 72-81.
- Echaniz, S., Cabrera, G. & Vignatti, A. (2015).** The ecology of the saline lakes in the semi-arid Pampa central (Argentina): limnological characterization and zooplankton of Utracán. *Advances in Life Sciences*, 5(3): 64-72.
- Feinsinger, P. (2004).** El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra.
- Fontaneto, D., De Smet, W. & Ricci, C. (2006).** Rotifers in saltwaters, re-evaluation of an inconspicuous taxon. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86: 623-656.
- Greenwald, G.M. & Hurlbert, S.H. (1993).** Microcosm analysis of salinity effects on coastal

- lagoon plankton assemblages. *Hydrobiologia*, 267: 307-335.
- Hall, C. & Burns, C. (2003).** Responses of crustacean zooplankton to seasonal and tidal salinity changes in the coastal Lake Waihola, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37: 31-43.
- Hammer, Ø., Harper, D. & Ryan, P. (2001).** PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9.
- Hammer, U.T. (1986).** Saline Lake Ecosystems of the World. *Monographiae Biologicae* 59. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers.
- Herbst, D. (2001).** Gradients of salinity stress, environmental stability and water chemistry as a template for defining habitat types and physiological strategies in inland salt waters. *Hydrobiologia*, 466: 209-219.
- Ivanova, M.B. & Kazantseva, T.I. (2006).** Effect of water pH and total dissolved solids on the species diversity of pelagic zooplankton in lakes: A statistical analysis. *Russian Journal of Aquatic Ecology*, 37(4): 264-270.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Pedersen, A., Jürgens, K., Strzelczak, A., Lauridsen, T. & Johansson, L. (2007).** Salinity induced regime shift in shallow brackish lagoons. *Ecosystems*, 10: 47-57.
- Kalff, J. (2002).** Limnology. Inland Water System. Prentice Hall.
- Magurran, A. (2004).** Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd., Victoria.
- Matveev, V.F. & Matveeva, L.K. (2005).** Seasonal succession and long-term stability of a pelagic community in a productive reservoir. *Marine and Freshwater Research*, 56: 1137-1149.
- McCaughey, E. (1984).** The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples, pp 228-265. In: Downing, J. A. & F. H. Rigler (eds.). *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters*. 2^a ed. Oxford: Blackwell Scientific Publ.
- Menu-Marque, S., Morrone, J. & Locascio de Mitrovich, C. (2000).** Distributional patterns of the south american species of *Boeckella* (Copepoda: Centropagidae): a track analysis. *Journal of Crustacean Biology*, 20(2): 262-272.
- Moreno, C. (2001).** Métodos para medir la biodiversidad. M. & T. Manuales y Tesis SEA, Vol 1. Zaragoza.
- Pejler, B. (1995).** Relation to habitat in rotifers. *Hydrobiologia*, 313/314: 267-278.
- Ponce de León, E. (1998).** Evapotranspiración. P. 31-42. En Fundación Chadileuvú (eds.). *El agua en La Pampa*. Santa Rosa: Fondo Editorial Pampeano.
- Roberto, Z.E., Casagrande, G. y Viglizzo, E. (1994).** Lluvias en la Pampa Central. Tendencias y variaciones. Publicación N° 12, Centro Regional La Pampa - San Luis, INTA.
- Rosen, R.A. (1981).** Length-dry weight relationships of some freshwaters zooplankton. *Journal of Freshwater Ecology*, 1: 225-229.
- Ruttner-Kolisko, A. (1977).** Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 8: 71-76.
- Scheffer, M. (1998).** Ecology of Shallow Lakes. London: Chapman & Hall.
- Sierra, E. M., Conde Prat, M. y Pérez, S. (1995).** La migración de cultivos de granos como indicador del cambio climático 1941-93 en la Región Pampeana Argentina. *Revista FAUBA*, 15: 171-176.
- Sokal, R. y Rohlf, F. (1995).** Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Barcelona: Ed. Blume.
- Somogyi, B., Felföldi, T., Vanyovszki, J., Ágyi, A., Márialigeti, A. & Vörös, L. (2009).** Winter bloom of picoeukaryotes in Hungarian shallow turbid soda pans and the role of light and temperature. *Aquatic Ecology*, 43:735-744.
- Toporowska, M., Pawlik-Skowronska, B., Krupa, D. & Kornijów, R. (2010).** Winter versus summer blooming of phytoplankton in a shallow lake: effect of hypertrophic conditions. *Polish Journal of Ecology*, 58(1):3-12.
- Vergara, G.T. y Casagrande, G.A. (2012).** Estadísticas agroclimáticas de la Facultad de Agronomía, Santa Rosa, La Pampa, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam*, 22 Supl. 1: 5-74.
- Viglizzo, E.F. (2011).** El agro, el clima y el agua en la pampa semiárida: Revisando paradigmas. En: *Condiciones para el Desarrollo de Producciones Agrícola-Ganaderas en el SO Bonaerense*. Tomo LXIV, p. 251-267. Buenos Aires: Academia Nacional de Agronomía y

Veterinaria de la República Argentina.

- Vignatti, A.M. (2011).** Biomasa del zooplancton en lagunas salinas y su relación con la concentración de sales en ausencia de peces. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales.
- Vignatti, A.M., Echaniz, S.A. y Martín, M.C. (2007).** El zooplancton de lagos someros de diferente salinidad y estado trófico en la región semiárida pampeana (La Pampa, Argentina). *Gayana*, 71(1): 38-48.
- Vignatti, A.M., Cabrera, G.C. & Echaniz, S.A. (2012a).** Changes in the zooplankton and limnological variables of a temporary hypomesosaline wetland of the central region of Argentina during the drying. *Pan American Journal of Aquatic Sciences*, 7(2): 93-106.
- Vignatti, A.M., Paggi, J.C., Cabrera, G.C. & Echaniz, S.A. (2012b).** Zooplankton diversity and relationship with environmental changes after the filling of a temporary saline lakes in the semi-arid region of La Pampa (Argentina). *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(4): 1005-1016.
- Vignatti, A., Festa, R., Cabrera, G. y Echaniz, S. (2012c).** Comparación luego de una década de parámetros limnológicos, riqueza y abundancia del zooplancton de un lago somero salino de La Pampa. *BioScriba*, 5(1): 23-35.
- Williams, W.D. (1998).** Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia*, 381: 191-201.
- Zar, J.H. (1996).** Biostatistical analysis. 3° Ed. New Jersey: Prentice Hall.

Recibido: 15 de abril de 2016 - Aceptado: 06 de junio de 2016

IMPLEMENTACIÓN DE UNA NUEVA TÉCNICA PARA DETERMINAR EL ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE RÍO TERCERO (CÓRDOBA, ARGENTINA)

MATIAS BONANSEA^{1,2}, EDGAR GARETTO², CLAUDIA RODRIGUEZ² Y LUCIO PINOTTI¹

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC)

²Departamento de Estudios Básicos y Agropecuarios, Facultad de Agronomía y Veterinaria (FAyV), UNRC. Ruta Nacional 36 Km 601, (5800) Río Cuarto, Córdoba, Argentina
E-mail: mbonansea@ayv.unrc.edu.ar

ABSTRACT. The trophic state of a water body is determined by indexes, which allows an overall assessment of the quality of the reservoir. However, the main disadvantage of this methodology is its limited ability to expose spatio-temporal differences in the reservoir. Thus, there is a strong need to develop new technologies that can extend the scope of monitoring and management of water resources. The objective of this study is to determine the dynamic of the trophic state of Río Tercero Reservoir (Córdoba, Argentina), from the combination of pre-established geostatistical models, constructed from remote sensing data, and trophic indexes. In addition, the generated models were validated using data collected in new sampling campaigns. Variables were measured in 15 sampling sites during two sampling campaigns (dry and wet seasons). Measured chlorophyll *a* concentration (Chl *a*) was combined with Landsat ETM+ data and geostatistical models to determine the spatio-temporal distribution of this variable in the reservoir. Using a geographic information system the constructed maps were combined with a trophic index to estimate the trophic state in the reservoir. Maps showed that estimated Chl *a* values in dry season were higher than in wet season which showed a longitudinal pattern with the lowest Chl *a* values in the West and highest concentrations in the East region of the reservoir. The same behavior was observed in the graphical representations of the trophic state. The developed methodology could be used by watershed authorities as a technological tool for the monitoring and managing of reservoirs. Also, it could be extrapolated to other water systems.

Keywords: Chlorophyll *a* concentration, trophic state, reservoirs, remote sensing, geographic information system.

Palabras clave: Concentración de clorofila *a*, estado trófico, embalses, sensores remotos, sistema información geográfica.

INTRODUCCIÓN

Los lagos y embalses son sistemas acuáticos utilizados para diferentes usos, encontrándose en las últimas décadas a nivel mundial una disminución de la calidad del agua en la mayoría de estos recursos. De esta manera, las autoridades encargadas del manejo de cuencas y embalses demandan el desarrollo de nuevas herramientas para el monitoreo y control de estos sistemas (Margalef, 1994; Tundisi & Tundisi, 2016).

Según Carlson (1977), una manera de cuantificar la calidad de los recursos acuá-

ticos es mediante su estado trófico, el cual se determina por medio de índices basados en uno o varios parámetros de calidad del agua. Estos índices pueden ser utilizados para obtener una evaluación general de los embalses, evaluar cambios e identificar tendencias a largo plazo o para seleccionar la tecnología y/o legislación más adecuada para prevenir, reducir o eliminar problemas ambientales. Sin embargo, esta metodología presenta como principal desventaja una limitada capacidad para exponer diferencias espacio-temporales dentro de los

embalses, ya que al basarse en datos fragmentados obtenidos en diferentes sitios de muestreo presentan una marcada discontinuidad espacial y temporal (Xu *et al.*, 2001). Así, surge la necesidad de implementar nuevas tecnologías que puedan extender los alcances del monitoreo y manejo de los recursos acuáticos. Los sensores remotos son utilizados como una herramienta complementaria en el monitoreo de estos recursos, obteniendo resultados más complejos y con un gran potencial en el mapeo y valoración espacio-temporal de parámetros de calidad del agua (Politi *et al.*, 2016). Si bien estos parámetros presentan una mayor precisión al ser medidos *in situ*, son limitados en cobertura espacial y temporal, mientras que la información obtenida por sensores remotos, tiene una gran cobertura de área y altas tasas de revisita (Engelsen *et al.*, 2002).

Entre la gama de satélites de observación terrestre que pueden ser utilizados para la evaluación de embalses (Matthews, 2011; Doña *et al.*, 2014), diversas investigaciones han demostrado la eficacia de los satélites Landsat en el estudio de la dinámica de parámetros de calidad del agua, tales como concentración de clorofila *a*, transparencia y temperatura del agua, entre otros (Tebbs *et al.*, 2013; Bonansea *et al.*, 2014, 2015a). Si bien el uso de esta tecnología facilita el conocimiento de los sistemas acuáticos, estos resultados no han sido relacionados con índices tróficos, lo cual permitiría generar una valoración global del sistema. Esto puede llevarse a cabo mediante la implementación de un sistema de información geográfica (SIG) que

puede ser utilizado para realizar una serie de operaciones fundamentales de análisis espacial (Xu *et al.*, 2001).

En la provincia de Córdoba (Argentina), la mayoría de los embalses se encuadran dentro de la clasificación mesotrófica-eutrófica, con elevadas cargas de nutrientes, floraciones de algas y mortandades recurrentes de peces (Quirós, 1988; Quirós & Drago, 1999; Ame *et al.*, 2003; Mac Donagh *et al.*, 2005, 2009; Mancini *et al.*, 2010; Bazán *et al.*, 2014; ; Bonansea *et al.*, 2015b). El objetivo de este trabajo es determinar y comparar la dinámica del estado trófico del embalse Río Tercero (Córdoba), a partir de la combinación de modelos geoestadísticos pre-establecidos para este embalse (Bonansea, 2013) y el índice trófico propuesto por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico para la supervisión de aguas interiores (OECD, 1982). Además, se pretende confirmar la vigencia o capacidad predictiva de los modelos generados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El embalse Río Tercero ($32^{\circ}12'48''$ S, $64^{\circ}27'37''$ O), localizado en el centro de Córdoba, es el cuerpo de agua artificial más grande de la provincia, abarcando una superficie de 4.600 ha, una profundidad media y máxima de 12 y 46 m, respectivamente y un tiempo de residencia de 0,84 años (Mariazzi *et al.*, 1992). Este embalse multipropósito es considerado un

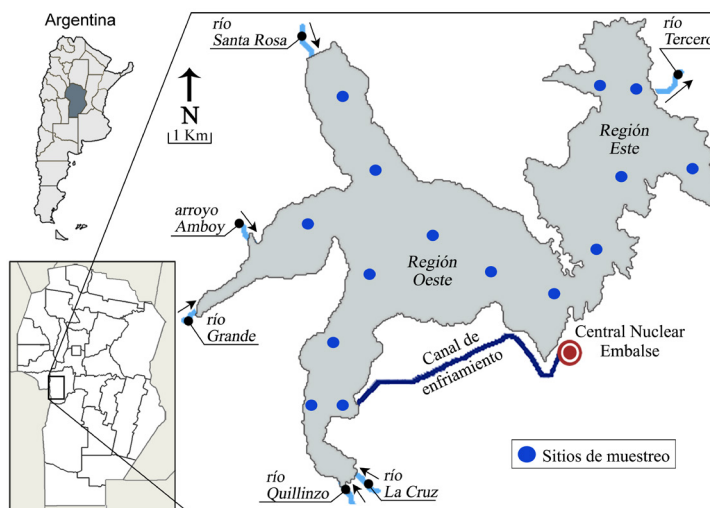


Figura 1. Área de estudio y ubicación de sitios de muestreo.

sitio estratégico ya que es utilizado como provisión de agua para consumo humano y animal, generación de energía, regulación y control de crecidas, riego y actividades recreacionales (Bonansea, 2013). Este reservorio está dividido en 2 lóbulos por medio de un estrecho. La región Oeste presenta 3 brazos por donde ingresan los afluentes, mientras que la región Este posee el único efluente llamado río Tercero (Figura 1). El embalse es monomítico cálido, presentando un período homeotérmico o de mezcla durante otoño-primavera y estratificación térmica en verano con presencia de termoclina ubicada entre los 6 a 8 m de profundidad (Boltovskoy y Foggeta, 1985; Mariazzi *et al.*, 1989; 1992).

En el año 1986 comenzó a funcionar en la costa sur del embalse una central termonuclear (Central Nuclear Embalse, CNE) que utiliza las aguas del reservorio con fines de enfriamiento. Esta operación origina un cambio máximo de temperatura de +7 °C entre la toma, ubicada en la región central del embalse, y la desembocadura, la cual se produce a través de un canal artificial de enfriamiento de 5 km de largo que lleva el agua nuevamente hacia el embalse (Mariazzi *et al.*, 1992).

Toma de muestras

Se realizaron 2 campañas de muestreo en el embalse los días 23-12-2014 y 17-06-2015, representando la estación húmeda y seca, respectivamente. Según Boltovskoy y Foggeta (1985) y Mac Donagh *et al.*, (2009), en esta zona del país la estación húmeda, comprendida entre los meses octubre y marzo se caracteriza por presentar las máximas temperaturas ambientales y precipitaciones anuales, mientras que en la estación seca (abril-septiembre) las temperaturas y precipitaciones son inferiores. Se seleccionaron 15 sitios de muestreo distribuidos en el embalse. Los protocolos para la metodología de recolección de muestras, almacenamiento, conservación y traslado se tomaron de APHA (2000). Las muestras se obtuvieron a 20 cm de profundidad e *in situ* se determinaron las coordenadas de ubicación geográficas con GPS. La temperatura del agua (T), el pH y el oxígeno disuelto (OD) se determinaron mediante sondas paramétricas (equipos digitales marca Lutron). La transparencia se estimó mediante el disco de Secchi (DS). En laboratorio se determinó la

concentración de clorofila *a* (Cl *a*) por análisis de espectrofotometría siguiendo la metodología definida en Bonansea *et al.* (2014).

Los parámetros medidos fueron analizados mediante una prueba t para muestras independientes ($p < 0,05$), mientras que la asociación entre variables se demostró mediante un análisis de correlación de Pearson ($p < 0,05$).

Información satelital

En este estudio se utilizaron 2 escenas del satélite Landsat 7 ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus) del área de estudio (Path: 229, Row: 82), libres de nubes y con fechas coincidentes a los muestreos en el embalse (23-12-2014 y 17-06-2015 para las estaciones húmeda y seca, respectivamente). Estas imágenes fueron adquiridas a partir del sitio oficial del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés, <http://glovis.usgs.gov>). Los satélites correspondientes al Programa Landsat han registrado información de la superficie terrestre desde el año 1972, proporcionando un registro sin precedentes de la dinámica del planeta (Cohen & Goward, 2004). El satélite Landsat 7 ETM+ está equipado con un equipo multiespectral de exploración que opera en 8 bandas espectrales cuyas características técnicas se describen en Bonansea y Fernández (2013) y Bonansea *et al.* (2015a).

Pre-procesamiento de imágenes satelitales

Se realizaron tareas de pre-procesamiento para corregir las distorsiones producidas por la atmósfera o la superficie terrestre, las que generan una incorrecta interpretación de los resultados (Song *et al.*, 2001). Se utilizó el método de substracción de objetos negros (DOS, por sus siglas en inglés) (Song *et al.*, 2001) para corregir atmosféricamente las escenas ETM+, transformando los valores de ND a valores de reflectancia (Bonansea, 2013). Para corregir la falla Scan Line Corrector-off (SCL-off) de las imágenes ETM+, se utilizó la herramienta "Landsat_gapfill.sav" descargada desde el sitio <http://www.exelisvis.com>, (Bonansea *et al.*, 2014). Como las imágenes ETM+ adquiridas presentaron un nivel de procesamiento L1T, no se aplicaron nuevas correcciones geométricas

(Tebbs *et al.*, 2013; Bonansea *et al.*, 2015a).

Aplicación de modelos geoestadísticos y comparación con índices tróficos

Utilizando el software MapSource (versión 6.16), se digitalizaron las coordenadas de los sitios de muestreo. Con el software ENVI (versión 4.7), estas localizaciones fueron transformadas en información raster (regiones de interés) utilizando como base las imágenes satelitales correspondientes a cada campaña de muestreo. Así, los sitios de muestreo y los parámetros medidos fueron relacionados con sus correspondientes píxeles, pudiendo generar una base de datos general con los valores de reflectividad para cada una de las bandas espectrales de las imágenes utilizadas (Bonansea, 2013).

Para modelar la distribución espacio-temporal de parámetros de calidad del agua con sensores remotos se relacionan datos de campo e información satelital mediante modelos clásicos de regresión simples y múltiples (Sriwongsitanon *et al.*, 2011). Estos modelos asumen que los errores obtenidos deben ser considerados como variables aleatorias independientes e idénticamente distribuidos, sin embargo en estudios ambientales estos supuestos no suelen cumplirse (Lessels & Bishop, 2013). Los modelos lineales mixtos, se presentan como una técnica estadística alternativa que tiene la capacidad de analizar sistemas de muestreo no probabilístico y con estructura de correlación espacial entre muestras, proporcionando estimaciones menos sesgadas de la predicción de la varianza que los métodos convencionales (Laird & Ware, 1982; Bonansea *et al.*, 2015a). Bonansea (2013), utilizó valores de $Cl\ \alpha$ estimados para el embalse Río Tercero durante los años 2003 a 2010 e imágenes Landsat TM (Thematic Mapper) y ETM+ para generar modelos de regresión tradicionales y modelos lineales mixtos que incorporaron estructura de correlación espacial entre los datos. A partir del análisis de los mismos, concluyó que los modelos lineales mixtos con correlación espacial exponencial, presentados en las Ecuaciones 2 y 3, fueron los que mejor estimaron la distribución espacio-temporal de la variable $Cl\ \alpha$ en el embalse Río Tercero

$$Cl\ \alpha_{Húmeda} = (4,21 - 3,84) + B2 * 188,31 + B3 * 197,42 \text{ (Ec. 2)}$$

$$Cl\ \alpha_{Seca} = 4,21 + B2 * 188,31 + B3 * 197,42 \text{ (Ec. 3)}$$

donde $Cl\ \alpha_{Húmeda}$ y $Cl\ \alpha_{Seca}$ representan las concentraciones de $Cl\ \alpha$ estimadas en $\mu\text{g/l}$ para las estaciones húmeda y seca, mientras que B2 y B3 corresponden a los valores de reflectancia expresados en porcentajes de las bandas 2 y 3 del sensor ETM+, respectivamente.

Se aplicaron los modelos geoestadísticos preestablecidos por Bonansea (2013) en las imágenes correspondientes a las campañas de muestreo realizadas durante los años 2014-2015. La utilización de estos modelos mixtos, que utilizan como variable respuesta la $Cl\ \alpha$ y como variables regresoras los valores de reflectancia de los sensores Landsat y que incluyen las estaciones climáticas y la estructura de correlación espacial de los sitios muestreados, sirvieron para determinar la concentración de $Cl\ \alpha$ en toda la superficie del embalse. Estas estimaciones se representaron gráficamente mediante mapas de distribución para cada uno de las estaciones analizadas. La validación de los modelos utilizados se realizó mediante un análisis de regresión simple entre los valores de $Cl\ \alpha$ registrados a campo y los estimados por teledetección.

Para determinar el estado trófico del embalse se utilizó el índice propuesto por la OECD (1982), el cual establece un sistema de valores umbrales que sirven para definir el estado trófico de lagos y embalses de zonas templadas. Si bien este índice proporciona valores límites específicos para las variables fósforo total (PT), $Cl\ \alpha$ y DS, en este trabajo solo se utilizó la variable concentración media de $Cl\ \alpha$, la cual es reconocida como una de los principales indicadores de calidad del agua, estando relacionada con el monitoreo de la productividad primaria y eutrofización de un sistema acuático (Margalef, 2002). Mediante la implementación de un SIG (ArcGIS, Versión: 10.1), se relacionaron los mapas de distribución generados por teledetección con los valores umbrales de $Cl\ \alpha$ definidos por el índice, con el fin de detectar diferencias espacio-temporales del estado trófico del embalse.

RESULTADOS

VARIABLES MEDIDAS EN EL EMBALSE

Las variables T, pH, DS y $Cl\ \alpha$ mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) al ser analizadas según las campañas de muestreo. Entre estas la T, el pH y el DS presen-

Tabla 1. Valores promedio, desvío estándar y mínimos y máximos (entre paréntesis) de los parámetros medidos en el Embalse Río Tercero durante ambas campañas de muestreo.

	Estación	
	Húmeda	Seca
T (°C)	24,3±1,4 (22,0-26,4)	14,7±1,0 (11,6-15,7)
pH	8,5±0,6 (7,4-9,2)	7,4±0,4 (6,7-8,0)
OD (mg/L)	9,1±0,9 (8,1-9,8)	9,7±1,3 (8,2-12,3)
DS (m)	1,6±0,3 (0,3-2,1)	1,1±0,4 (0,6-3,5)
Cl α observada ($\mu\text{g/L}$)	91,0±126,2 (5,2-442,7)	116,4±105,8 (20,1-298,9)
Cl α estimada por teledetección ($\mu\text{g/L}$)	90,9±98,8 (1,0-398,3)	125,0±91,5 (12,0-300,8)

taron valores superiores en la estación húmeda, mientras que la Cl α fue superior en la estación seca (Tabla 1). No se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de OD para las fechas analizadas ($p > 0,05$). Del análisis de correlación de Pearson se determinó que las variables que mostraron correlación significativa ($p < 0,05$) fueron la Cl α y el DS ($r = -0,75$) y la T con el pH ($r = 0,70$).

Aplicación de modelos geoestadísticos

Al aplicar los modelos geoestadísticos contruidos sobre las imágenes ETM+ pre-procesadas se construyeron mapas que fueron

utilizados para representar gráficamente la distribución de la variable Cl α en toda la superficie del embalse (Figura 2).

La buena relación encontrada entre los valores medidos en el embalse y los estimados por técnicas de sensores remotos o teledetección confirman la alta capacidad predictiva de los modelos aplicados ($R^2=0,91$ y $R^2=0,86$; $p < 0,05$ para las estaciones húmeda y seca, respectivamente) (Figura 2). Los valores más elevados y homogéneos de Cl α se encontraron en la estación seca mientras que en la estación húmeda se hallaron valores menores y heterogéneos, con un patrón longitudinal en el cual las concentraciones más bajas se registraron en

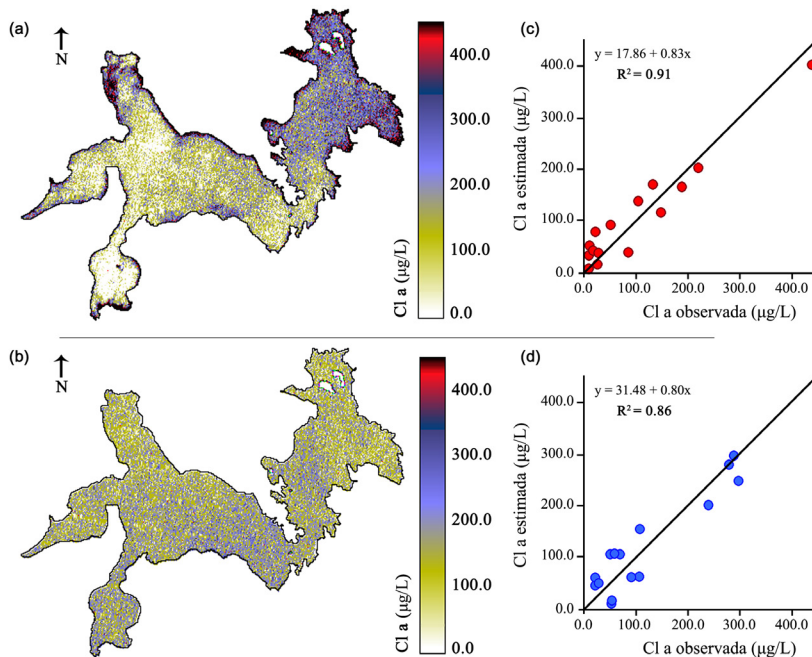


Figura 2. Representación gráfica de la distribución espacial de la Cl α en el embalse durante la estación húmeda (a) y seca (b). Valores de Cl α observados en el embalse versus valores de Cl α estimados por teledetección para la estación húmeda (c) y seca (d).

la región Oeste y las más elevadas en la región Este (Tabla 1, Figura 2).

Determinación del índice trófico por regiones

El SIG utilizado relacionó los rangos específicos de $Cl\ a$ propuestos por la OECD con los mapas de distribución espacial de la $Cl\ a$, logrando representar el estado trófico en toda la superficie del embalse (Figura 3). De esta manera, se observó que en la estación húmeda, la zona de la desembocadura de la CNE se clasificó como oligotrófico a mesotrófico, mientras que el área central y las comprendidas por los demás tributarios, la clasificación media fue de mesotrofia. La región Este se clasificó como eutrófica a hiper-eutrófica. Al igual que en la Figura 2, en la estación seca, el estado trófico fue más homogéneo, encontrándose una condición de eutrófico a hiper-eutrófico en todo el embalse.

DISCUSIÓN

La determinación de la calidad del agua y estado trófico se considera el eje central de cualquier estudio de valoración o monitoreo de un lago o embalse. La mayoría de los parámetros registrados en el Embalse Río Tercero concuerdan con valores hallados con anterioridad en este embalse, al igual que en otros de la provincia (Quirós, 1988; Quirós & Drago, 1999; Ame *et al.*, 2003; Bonansea, 2013; Bazán *et al.*, 2014).

Durante el período analizado se observaron

elevadas concentraciones de la variable $Cl\ a$. Si bien en este estudio no se realizó la determinación del fitoplancton del embalse, a partir de datos de la Secretaría de Recursos Hídricos y Coordinación de la Provincia de Córdoba, se conoce que desde del año 2014 se ha registrado un aumento en la abundancia del dinoflagelado *Ceratium* sp. En el Embalse Río Tercero, este género fue registrado por primera vez en el año 1999 por Mac Donagh *et al.* (2005), siendo común el desarrollo de floraciones en cuerpos de agua eutróficos del continente desde la década de 1990 (Meichtry de Zaburlin *et al.*, 2014). Así, la alta densidad de estos organismos podría ser la causa del incremento en la $Cl\ a$, en coincidencia con lo señalado por Kitchell (2012) que afirma que *Ceratium*, al presentar un mayor biovolumen que las algas verde-azuladas, puede contener una concentración más elevada de $Cl\ a$. Aunque la presencia de este grupo no representa un riesgo para el consumo humano de agua, ya que no se ha confirmado su toxicidad (APHA, 2000), en algunas ambientes, sus intensas floraciones están relacionadas con mortandades de peces debido a una disminución del OD (Nicholls *et al.*, 1980; Almanza *et al.*, 2016). Durante el período analizado la variable $Cl\ a$ se correlacionó significativamente con el DS ($r = -0,75$; $p > 0,05$) y se observó ausencia de correlación con el OD ($r = 0,30$; $p > 0,05$). Por otra parte, al igual que lo registrado por Almanza *et al.* (2016), en el embalse los florecimientos de *Ceratium* sp. han generado una serie de pérdidas económicas en la zona de estudio relacionadas

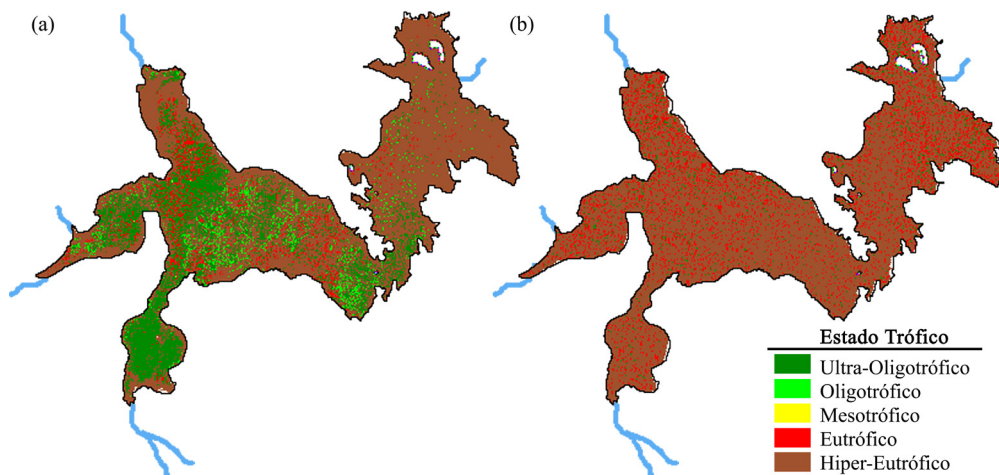


Figura 3. Estado trófico del embalse Río Tercero según valores umbrales de $Cl\ a$ media de la OECD. (a) Estación húmeda. (b) Estación seca.

con la obstrucción de filtros en plantas potabilizadoras, cortes del suministro y presencia de coloración en el agua para consumo.

Si bien estudios previos demostraron que los modelos geoestadísticos de variables de calidad del agua que relacionan datos de campo con información satelital pueden construirse mediante técnicas de regresión clásica (Sriwongsitanon *et al.*, 2011; Doña *et al.*, 2014), en este trabajo se utilizaron algoritmos que fueron construidos específicamente para el embalse mediante modelos lineales mixtos (Bonansea, 2013), los cuales tuvieron en cuenta la estructura de correlación exponencial entre sitios de muestreo y las estaciones climáticas, permitiendo obtener estimaciones menos sesgadas y de mayor precisión que los métodos convencionales (Bonansea *et al.*, 2015a). De esta manera, fue posible predecir con mayor exactitud la distribución espacio-temporal de la variable de Cl *a*, junto a la estimación del estado trófico a partir de esta variable, siendo una herramienta más eficaz para la toma de decisiones por parte de organismos responsables del monitoreo y gestión de sistemas acuáticos.

Por otra parte, al utilizar datos actuales (período 2014-2015) en modelos construidos con una serie de datos previos (período 2003-2010) y obtener una buena relación entre los valores medidos y los estimados por teledetección ($R^2=0,91$ y $R^2=0,86$ para las estaciones húmeda y seca, respectivamente), además de confirmar la capacidad predictiva de los mismos, revalidan su vigencia, por lo que podrían ser utilizados en futuras campañas de muestreo en el embalse.

Al igual que en otros trabajos de estimación de parámetros de calidad del agua (Sriwongsitanon *et al.*, 2011; Tebbs *et al.*, 2013), los mapas obtenidos a partir de las diferentes imágenes satelitales, permitieron identificar áreas con características particulares dentro del embalse. Al analizar la distribución de la Cl *a*, se determinó que los registros más elevados se observaron en la estación seca, los cuales fueron homogéneos en toda la superficie del embalse y podrían estar relacionados con la gran abundancia de *Ceratium* sp. detectada por la Secretaría de Recursos Hídricos y Coordinación de la Provincia de Córdoba para el período analizado. En la estación húmeda los valores estimados de la Cl *a* fueron inferiores y heterogéneos, presentando un patrón longitudinal de Oeste a Este.

Este mismo comportamiento se reflejó en las representaciones gráficas del estado trófico del embalse. Obviamente, la productividad primaria está principalmente relacionada con la temperatura, la radiación solar y la disponibilidad de nutrientes, entre otros factores (Margalef, 1983; Dodson, 2005). De esta manera, se esperaría que los períodos de mayor abundancia de fitoplancton, riesgos de floraciones y registros de Cl *a* ocurriesen en la estación húmeda, la cual corresponde a la primavera y verano. Sin embargo, al comparar parámetros medidos y los mapas generados, se encontró la situación inversa. Esta condición puede estar relacionada con los procesos de estratificación térmica que podrían estar sucediendo dentro del embalse. Según Margalef (1983), los movimientos del agua no sólo son importantes en cuanto al movimiento físico dentro de la zona fótica, sino que son decisivos en el transporte vertical de materia mineralizada a partir de zonas profundas y en mantener a las algas dentro de la zona eufótica. Si bien no se dispone de información de este proceso, ya que la recolección de datos de campo sólo se realizó a nivel sub-superficial durante una campaña de muestreo para la estación húmeda y seca respectivamente, los antecedentes sugieren que durante la estación húmeda el embalse podría presentarse estratificado y en condición de mezcla en la estación seca (Mariazzi *et al.*, 1989; 1992). Así, de haber existido condiciones de anoxia en el hipolimnio, la alta productividad primaria registrada en la estación húmeda, podría haber generado un aumento en las concentraciones de fosfato y amonio, lo que favorecería el mayor desarrollo y abundancia de fitoplancton y Cl *a* en la estación seca, producto de la recirculación de nutrientes desde el hipolimnio durante la mezcla como ocurre en los ambientes eutróficos, promoviendo la persistencia de floraciones de cianofíceas (Margalef, 1983).

Por otra parte, al analizar la distribución espacial, se observa que el comportamiento longitudinal de la variable Cl *a* registrado en la estación húmeda, podría estar relacionado con los vientos (Welch, 1952; Carrick *et al.*, 1993; Yin *et al.*, 2004; Fernández *et al.*, 2014) aunque no fue posible contar con información de velocidad y dirección de vientos durante los muestreos. Se recomienda que si está disponible debería ser tenida en cuenta para la construcción de los

modelos predictivos de parámetros de calidad del agua, pudiendo así aumentar la precisión de las estimaciones.

Si bien la determinación trófica se realizó en base a una sola variable del índice propuesto por la OECD, este estudio representa uno de los primeros esfuerzos para conjugar información satelital con SIG para la determinación del estado trófico de un embalse. Para fortalecer los alcances de este trabajo, en un futuro, se perfeccionarán nuevos modelos geoestadísticos para el resto de las variables incluidas en este índice, pudiendo obtener una representación más precisa de la dinámica del estado trófico del embalse.

La metodología desarrollada podría ser utilizada por autoridades de cuencas como una herramienta tecnológica para el monitoreo y gestión del estado trófico de embalses, pudiendo además ser extrapolable a otros sistemas acuáticos de la provincia, lo que permitiría comparar la calidad del agua de reservorios a escala regional.

AGRADECIMIENTOS

A la Dirección de Seguridad Náutica de la Provincia de Córdoba por su colaboración y predisposición en la realización de los muestreos en el embalse. A la Secretaría de Recursos Hídricos y Coordinación de la Provincia de Córdoba por su colaboración en la elaboración del manuscrito. A los revisores por sus útiles comentarios y sugerencias, los cuales han sido utilizados para fortalecer la presentación de este manuscrito. Este estudio se llevó a cabo como parte de un programa ambiental cuyo objetivo se centraron en el monitoreo de la calidad del agua de embalses de la provincia de Córdoba (SECyT-UNRC) (Código 18/A33). Además se obtuvo financiamiento adicional de CONICET (Res. D 4498/12).

REFERENCIAS

- Almanza, V., Bicudo C., Parra O. y Urrutia R. (2016).** Características morfológicas y limnológicas de las floraciones de *Ceratium furcoides* (Dinophyta) en un lago somero de Chile Central. *Limnetica*, 35(1): 253-268.
- Ame, M., Díaz, M. & Wunderlin, D. (2003).** Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina): A field and chemometric study. *Environmental Toxicology*, 18(3): 192-201.
- APHA. (2000).** Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington DC: Ed. APHA-AWWA-WEF.
- Bazán, R., Larrosa, N., Bonansea, M., López, A., Busso, F. y Cosavella, A. (2014).** Programa de monitoreo de calidad de agua del Embalse Los Molinos, Córdoba-Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba*, 1(2): 27-34.
- Boltovskoy, A. y Foggeta, M. (1985).** Limnología física del Embalse Río III (Térmica, hidrología y derivaciones biológicas). *Biología Acuática*, 7: 1-26.
- Bonansea, M. (2013).** Aplicación de tecnologías de teledetección y modelos geoestadísticos para el control y valoración de parámetros de riesgo en el embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Bonansea, M. & Fernández, R. (2013).** Remote sensing of suspended solids concentration in a reservoir with frequent wildland fires on its watershed. *Water Science and Technology*, 67(1): 217-223.
- Bonansea, M., Bazán, R., Pagot, M., Pinotti, L., Ledesma C. y Rodríguez, C. (2014).** Utilización de imágenes ASTER y Landsat para el monitoreo de la concentración de clorofila a en el embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina. *Biología Acuática*, 30: 69-77.
- Bonansea, M., Rodríguez, C., Pinotti, L. & Ferrero, S. (2015a).** Using multi-temporal Landsat imagery and linear mixed models for assessing water quality parameters in Río Tercero reservoir (Argentina). *Remote Sensing of Environment*, 158: 28-41.
- Bonansea, M., Ledesma, C., Rodríguez, C. & Pinotti, L. (2015b).** Water quality assessment using multivariate statistical techniques in Río Tercero Reservoir, Argentina. *Hydrology Research*, 46(3): 377-388.
- Carlson, R. (1977).** A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2): 361-369.
- Carrick, H., Aldridge, F. & Schelske, C. (1993).** Wind influences phytoplankton biomass and composition in a shallow, productive

- lake. *Limnology and Oceanography*, 38(6): 1179-1192.
- Cohen, W. & Goward, S. (2004).** Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *Bioscience*, 54(6): 535-545.
- Dodson, S. (2005).** Introduction to Limnology. McGraw Hill Book Co.
- Doña, C., Sánchez, J.M., Caselles, V., Antonio Domínguez, J. & Camacho, A. (2014).** Empirical relationships for monitoring water quality of lakes and reservoirs through multispectral images. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7(5): 1632-1641.
- Engelsen, O., Hegseth, E., Hop, H., Hansen, E. & Falk-Petersen, S. (2002).** Spatial variability of chlorophyll *a* in the Marginal Ice Zone of the Barents Sea, with relations to sea ice and oceanographic conditions. *Journal of Marine Systems*, 35(1): 79-97.
- Fernández, R., Bonansea, M. & Marques, M. (2014).** Monitoring turbid plume behavior from landsat imagery. *Water resources management*, 28(10): 3255-3269.
- Kitchell, J. (2012).** Food web management: a case study of Lake Mendota. New York: Springer Science & Business Media.
- Laird, N. & Ware, J. (1982).** Random effects models for longitudinal data. *Biometrics*, 38: 963-974.
- Lessels, J. & Bishop, T. (2013).** Estimating water quality using linear mixed models with stream discharge and turbidity. *Journal of Hydrology*, 498: 13-22.
- Mac Donagh, M., Casco, M. & Claps, M. (2005).** Colonization of a Neotropical reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (OF Müller) Bergh. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 41(4): 291-299).
- Mac Donagh, M., Casco, M. & Claps, M. (2009).** Plankton relationships under small water level fluctuations in a subtropical reservoir. *Aquatic Ecology*, 43(2): 371-381.
- Mancini, M., Rodríguez, M., Bagnis, G., Liendo, A., Proserpi, C., Bonansea, M. & Tundisi, J. (2010).** Cyanobacterial bloom and animal mass mortality in a reservoir from Central Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 70: 841-845.
- Margalef, R. (1983).** *Limnologia*. Omega.
- Margalef, R. (1994).** *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Ed. Elsevier Science.
- Margalef, R. (2002).** Teoría de los sistemas ecológicos. Ed. Alfaomega.
- Matthews, M. (2011).** A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21): 6855-6899.
- Mariazzi, A., Romero, M., Conzonno, V. & Mariñelarena, A. 1989.** Results of a limnological study in a reservoir previous the functioning of a nuclear power plant (Embalse del Río III, Argentina). *Natura Neotropicalis*, 20: 57-68.
- Mariazzi, A., Donadelli, J., Arenas, P., Di Siervi, M. & Bonetto, C. (1992).** Impact of a nuclear power plant on water quality of Embalse del Río Tercero reservoir (Córdoba, Argentina). *Hidrobiología*, 246: 129-140.
- Meichtry de Zaburlin, N., Boltovskoy, A., Rojas, C. & Rodríguez, R. (2014).** Primer registro del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 en la Argentina y su distribución. *Limnetica*, 33(1): 153-159.
- Nicholls, K., Kennedy, W. & Hannet, C. (1980).** A fish kill Heart Lake, Ontario, associated with the collapse of a massive population of *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). *Freshwater Biology*, 10(6): 553-561.
- OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). (1982).** Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Final Report. Paris: OECD. Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), Environment Directorate, Paris, Francia.
- Politi, E., Rowan, J. & Cutler, M. (2016).** Assessing the utility of geospatial technologies to investigate environmental change within lake systems. *Science of the Total Environment*, 543: 791-806.
- Quirós, R. (1988).** Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 23: 647-658.
- Quirós, R., & Drago, E. (1999).** The environmental state of Argentinean lakes: an overview. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 4(1-2): 55-64.

- Song, C., Woodcock, C., Seto, K., Lenney, M. & Macomber, S. (2001).** Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing of Environment*, 75(2): 230-244.
- Sriwongsitanon, N., Surakit, K. & Thianpopirug, S. (2011).** Influence of atmospheric correction and number of sampling points on the accuracy of water clarity assessment using remote sensing application. *Journal of Hydrology*, 401: 203-220.
- Tebbs, E., Remedios, J. & Harper, D. (2013).** Remote sensing of chlorophyll *a* as a measure of cyanobacterial biomass in Lake Bogoria, a hypertrophic, saline-alkaline, flamingo lake, using Landsat ETM+. *Remote Sensing of Environment*, 135: 92-106.
- Tundisi, J. & Tundisi, T. (2016).** Integrating ecohydrology, water management, and watershed economy: case studies from Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 16(2): 83-91.
- Xu, F., Tao, S., Dawson, R. & Li, B. (2001).** A GIS-based method of lake eutrophication assessment. *Ecological Modelling*, 144(2): 231-244.
- Yin, K., Zhang, J., Qian, P., Jian, W., Huang L., Chen, J. & Wu, M. (2004).** Effect of wind events on phytoplankton blooms in the Pearl River estuary during summer. *Continental Shelf Research*, 24(16): 1909-1923.

Recibido: 18 de abril de 2016 - Aceptado: 28 de julio de 2016

PRODUCTIVIDAD, ESTADO TRÓFICO Y DINÁMICA FITOPLANCTÓNICA EN LA LAGUNA SAUCE GRANDE Y SU AFLUENTE HOMÓNIMO (PCIA. DE BUENOS AIRES, ARGENTINA)

NOELIA CONY¹, NORA FERRER², ANA MARTÍNEZ³, EDUARDO CÁCERES^{1,2}

¹ Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC)

² Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca, Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia

³ UNS, Departamento de Química

E-mail: noeliacony@hotmail.com

ABSTRACT. The shallow lake Sauce Grande is located in the southwest of Buenos Aires province. It is a widening of the Sauce Grande River that flows in and out of the lake. The aim of this study was to estimate for the first time the primary productivity (PP) of this lake and to contrast the physicochemical variables, phytoplankton structure and trophic status with that of its main tributary. Monthly samplings (April-September 2014) were performed in the middle basin of the river and on the coast of the lake. We recorded *in situ* physical and chemical parameters with a multisensor Horiba U-10. Phytoplankton samples were collected with a plankton net for the qualitative study and with plastic bottles for quantitative analysis. The greatest physicochemical differences corresponded to turbidity and conductivity with values of 581.3 NTU and 9 mS/cm for the lake and 17.7 and 1.7, for the river. The average PP in the lake was 252.1 mg C/m³.h. Cyanobacteria was the most abundant taxonomic group in both systems, although their abundance was greater in the shallow lake. The Carlson index, based on the concentration of chlorophyll *a* and total phosphorus, identifies the lake as eutrophic, while the river was classified as oligo-mesotrophic according to the same variables. Our results suggest that the Sauce Grande Lake is an autotrophic system with a highly productive metabolism. The remaining production becomes biomass and accumulates within the system, in the form of high levels of phytoplankton abundance, in particular a massive proliferation of Cyanobacteria.

Keywords: Pampean region, Sauce Grande shallow lake, primary productivity, trophic state, Cyanobacteria.

Palabras clave: Región pampeana; Laguna Sauce Grande, productividad primaria, estado trófico, Cyanobacteria.

INTRODUCCIÓN

La región pampeana de la República Argentina está constituida por grandes planicies que cubren el área central y nordeste del país, siendo la región geográfica más productiva del mismo (Quirós *et al.*, 2002a). En ella se verifica un importante desarrollo de humedales y de lagos poco profundos o lagunas (Iriondo, 1984, 1989), los que debido a una marcada alternancia de períodos climáticos secos y húmedos poseen características particulares. Estos cuerpos de agua estratifican térmicamente solo por períodos cortos, poseen tiempos de permanencia del agua y salinidades altamente variables y son naturalmente eutróficos

(Quirós & Drago, 1999; Quirós *et al.*, 2002b). Actualmente, estos ambientes, están bajo una marcada presión antrópica, como ser la creciente actividad agrícola-ganadera, erosión de los suelos y sedimentación en los humedales, regulación de los arroyos, canalizaciones y desecamiento de tierras anegadas, lo que incrementa aún más sus contenidos de nutrientes (Quirós *et al.*, 2005).

En la actualidad, las lagunas de la región pampeana están siendo muy estudiadas desde el punto de vista ecológico: se analiza su nivel trófico y cómo variables físicas y químicas (salinidad, turbidez, concentración de sólidos

disueltos, transparencia del agua) y ambientales (calentamiento global, precipitaciones) afectan su funcionamiento y dinámica biótica (Chaparro *et al.*, 2015; de Tezanos Pinto *et al.*, 2015; Diovisalvi *et al.*, 2015; Elisio *et al.*, 2015; Izaguirre *et al.*, 2015; Lagomarsino *et al.*, 2015; O'Farrell *et al.*, 2015).

Por otra parte, en los ecosistemas acuáticos, el estudio de las tasas de producción primaria es de gran importancia, ya que ésta constituye la producción de material orgánico en la parte inicial de la red trófica (Gil-Águilar *et al.*, 2013). En estos sistemas, el fitoplancton juega un rol fundamental. La distribución vertical de la productividad fitoplanctónica está determinada principalmente por la intensidad de la radiación lumínica, la disponibilidad de nutrientes, la transparencia y la mezcla del agua (Estévez, 1998). En ambientes ricos en nutrientes, la limitación a la penetración de la luz por la turbidez es uno de los factores más citados como mecanismo regulador de la producción fitoplanctónica (Cloern, 1996; Santamaría del Ángel *et al.*, 1996; Gameiro *et al.*, 2004). En los lagos poco profundos, la resuspensión de sedimentos por acción del viento juega un papel fundamental en esta limitación lumínica (Lagomarsino *et al.*, 2015). Los productores primarios del fitoplancton son los primeros en reflejar cambios en el ecosistema, los que luego se evidencian en los consumidores y finalmente en los descomponedores (Reynolds, 1984, 1997; Darley, 1987).

Por otro lado, el estado trófico de un cuerpo de agua es una propiedad íntimamente relacionada tanto con la estructura del ecosistema (relación entre sus componentes bióticos y abióticos) como con la influencia antrópica. Al aumentar la concentración de nutrientes se favorece la frecuencia de las floraciones algales, lo que a su vez incrementa la producción primaria. Los estados autotrófico y heterotrófico están definidos por las tasas de fotosíntesis y respiración que involucran los flujos de carbono, y ambos son usados para caracterizar los ecosistemas (Bermejo y González de Zayas, 2011).

La laguna Sauce Grande es una típica laguna pampeana ubicada en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, en cercanías de la localidad turística de Monte Hermoso. Su principal afluente, y a la vez efluente, es el río

Sauce Grande, que entra a la laguna desde el oeste y sale por el este, poco antes de su desembocadura en el mar. Esta laguna ha sido definida como un cuerpo lagunar turbio, oligohalino, con pH alcalino, dominado por el fitoplancton (Ferrer *et al.*, 2012) y con una reciente evolución de su estado trófico, desde eutrófico a hipertrófico (Cony *et al.*, 2014). Asimismo se trata de un cuerpo de agua de importancia regional, ya que en él se realizan numerosas actividades recreativas y competitivas, como la pesca deportiva de pejerrey (*Odontesthes bonariensis* Valenciennes, 1835) y deportes náuticos; constituye también un importante reservorio de avifauna. Si bien desde el año 2010 se viene estudiando la microflora de la laguna, su estado trófico y diferentes aspectos ecológicos (Cony, 2010; Ferrer *et al.*, 2012; Cony *et al.*, 2014), no se había abordado, hasta ahora, el estudio de su producción primaria ni el rol que el fitoplancton cumple en el establecimiento de su nivel productivo. Por otra parte, son escasos los trabajos referidos al río Sauce Grande (Zavala y Quattrocchio, 2001; López Cazorla *et al.*, 2003) y, en particular, de su comunidad fitoplanctónica, sólo se conoce parcialmente su flora diatomológica (Vouilloud *et al.*, 2005). Además, no habían sido analizados aspectos ecológicos del fitoplancton (*i.e.* estado trófico, riqueza, composición y dinámica) ni la influencia del aporte de sus aguas a la laguna Sauce Grande. Por ello, los objetivos de este trabajo fueron realizar la primera estimación de la productividad primaria (PP) de la laguna Sauce Grande, determinar la influencia del río homónimo en características físicas y químicas de esta laguna y en su comunidad fitoplanctónica, y caracterizar el estado trófico de ambos ambientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprendió la laguna Sauce Grande y el río homónimo (Figura 1). Estos ambientes se encuentran en la llanura pampeana, entre los 31° y 39° S, en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires. Desde el punto de vista biogeográfico, la zona se ubica en el límite entre las Provincias Pampeana y del Espinal siendo la vegetación predominante la

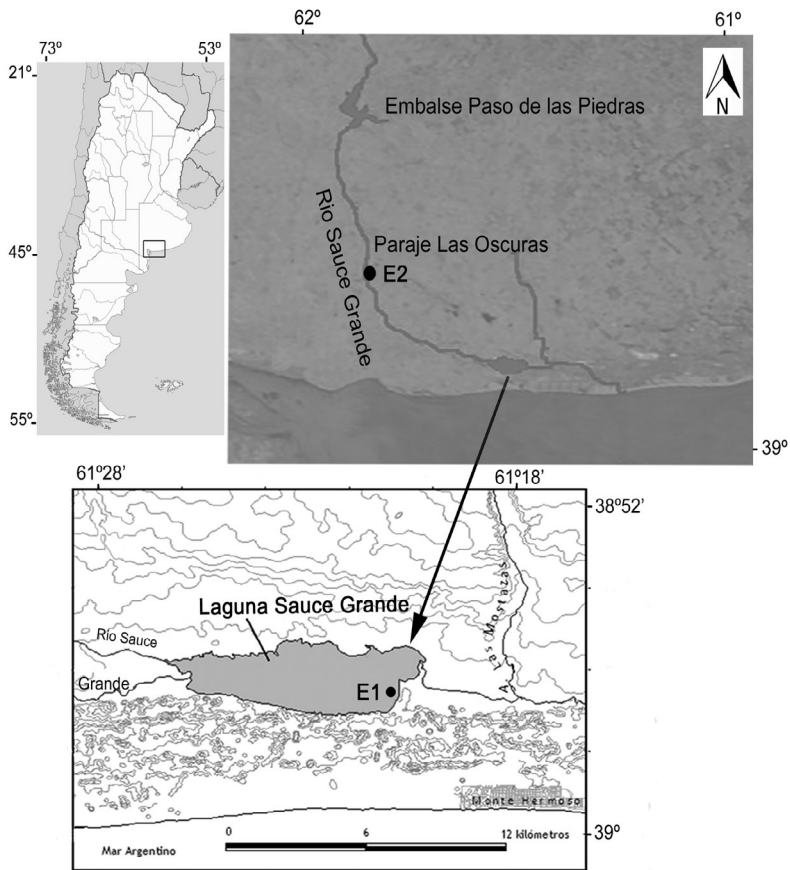


Figura 1. Ubicación del área de estudio y los puntos de muestreo: E1, en la laguna Sauce Grande y E2, en el río homónimo.

estepa graminosa (Cabrera, 1976). El clima de la región es templado con veranos e inviernos bien definidos y primaveras y otoños moderados. Los valores medios mensuales de temperatura oscilan entre los 14°C y los 20°C. El valor medio anual de las precipitaciones en el partido de Coronel Dorrego, centro del sudoeste bonaerense, es de 669 mm (Sequeira, 2005), lo que le otorga al clima un carácter subhúmedo (Campo de Ferreras *et al.*, 2004).

La laguna Sauce Grande (38°57' S, 61°24' O) pertenece a la cuenca del río Sauce Grande y se presenta como un gran ensanchamiento de este río, el cual entra a la laguna desde el oeste y sale por el este, poco antes de su desembocadura en el mar (Cony *et al.*, 2014). La laguna posee un área de 21,55 km² (Fornerón *et al.*, 2010) y profundidades que oscilan entre 0,60 m y 1,80 m, siendo la profundidad media histórica de 1,40 m (Fornerón, 2013). Por su parte, el río Sauce Grande, es un afluente del Dique Paso de las Piedras, el más importante reservorio de

agua para consumo humano de las ciudades de Bahía Blanca, Punta Alta y su zona de influencia. Nace a 500 msnm en el sistema serrano de Ventania (Provincia de Buenos Aires) y termina en un umbral natural de cierre, lo que le permite mantener cierto nivel de agua y una constante renovación del caudal que baja desde el lago del Dique Paso de las Piedras (Paoloni *et al.*, 1972). La cuenca del río Sauce Grande posee tres partes o secciones diferenciadas: la cuenca alta, la cuenca media y la cuenca baja (Paoloni *et al.*, 1972). La porción estudiada fue la cuenca media, que comprende el recorrido desde la salida del embalse hasta la laguna Sauce Grande y divide al partido de Coronel Dorrego con el partido de Coronel Rosales.

Diseño de muestreo

Se realizaron muestreos mensuales, durante el período abril-septiembre de 2014, en un punto litoral de la laguna (E1) y en un

punto intermedio de la cuenca media del río (E2), sobre el puente "Las Oscuras" (38°45'47" S, 61°42'44" O), ubicado en la ruta nacional N°3, km 633 (Figura 1). Las muestras destinadas al estudio cualitativo del fitoplancton se tomaron con red de plancton de 30 µm de apertura de malla y se fijaron *in situ* con formaldehído al 4%. Las muestras para el análisis cuantitativo se tomaron de modo subsuperficial con botellas plásticas de 200 ml y fijadas *in situ* con solución de Lugol.

Variables físicas y químicas

Tanto en el río como en la laguna se registraron *in situ* la temperatura del agua (°C), la turbidez (UNT), el pH, la conductividad (mS/cm) y la salinidad (UPS), mediante un multisensor Horiba U-10. También se tomaron muestras para determinar la concentración de clorofila *a*, de acuerdo al método espectrofotométrico recomendado por APHA (1998). El estado trófico de la laguna se estableció mediante la aplicación del Índice de Estado Trófico de Carlson (Carlson, 1977) utilizando los valores de concentración de clorofila *a* en superficie (TSI (Cl *a*)) y la concentración de fósforo total (TSI (PT)). La determinación del estado trófico del río, con las mismas variables, se basó en los trabajos de Dodds *et al.* (1998) y Van Nieuwenhuysse & Jones (1996). Ambos ambientes se caracterizaron respecto a su concentración salina siguiendo a Ringuelet *et al.* (1967).

La estimación de la productividad primaria fitoplanctónica se realizó solo en el sitio E1, donde se incubaron *in situ* botellas claras y oscuras por duplicado, en botellas vidrio de borosilicato de 300 ±5 ml con tapa esmerilada durante dos horas, incluyendo al mediodía solar. Luego, fueron fijadas *in situ* con sulfato manganoso y solución alcalina de yoduros según el método de Winkler, y transportadas al laboratorio en condiciones de baja temperatura y oscuridad. Se empleó espectrofotometría para cuantificar las diferencias en las concentraciones de oxígeno disuelto, según Labasque *et al.* (2004). Para la conversión a mg C/m³.h se utilizó el factor 0,312 (Ramírez y Alcaráz, 2002). Se analizaron las relaciones de: producción/respiración (P/R), respiración/biomasa (R/B) y eficiencia fotosintética (P/B), donde B se refiere a la biomasa fitoplanctónica estimada en térmi-

nos de concentración de clorofila *a*.

Muestras biológicas

Para las determinaciones taxonómicas, las muestras se observaron con microscopios ópticos Leitz SM Lux y Zeiss Axiolab con contraste de fases y fluorescencia, con equipo fotográfico incorporado. Para la identificación se consultó bibliografía especializada (Bourrelly, 1966; Hindák, 1977, 1984, 1988, 1990; Komárek & Fott, 1983; Komárek & Anagnostidis, 1999, 2005) y estudios similares en lagunas pampeanas (Guarrera *et al.*, 1968, 1972). Para la observación de diatomeas se eliminó la materia orgánica mediante oxidación con H₂O₂ y calor. Se realizaron preparados permanentes con resina tipo Naphrax para su análisis bajo microscopio óptico y preparados convencionales para microscopía electrónica de barrido, a fin de lograr la identificación a nivel de especie, siguiendo a Krammer & Lange-Bertalot (1986) y Simonsen (1987), entre otros.

Los recuentos se efectuaron de manera diferencial para las muestras de la laguna y el río. En el primer caso, se utilizó una cámara de recuento tipo Sedgwick-Rafter (1 ml de capacidad) y se siguió el método de Mc Alice (1971); mientras que para las muestras del río se utilizó una cámara de sedimentación de 10 ml y se siguió el método de Utermöhl (1958). En ambos casos se utilizó un microscopio zinvertido Nikon Eclipse TE 300, con cámara Nikon Digital Sight DS-U2 incorporada. Los resultados de abundancia se expresaron en células/ml. Se calculó el biovolumen que considera el volumen de las formas dimensionales de los organismos en combinación con el conteo al microscopio (Vörös & Padisák, 1991). Para el volumen celular (µm³/ml) se asignó una forma geométrica conocida a cada especie, de acuerdo a Hillebrand *et al.* (1999).

Análisis estadístico

Para establecer la significancia de la variación temporal y espacial de características fisicoquímicas y abundancia fitoplanctónica registradas en el río y la laguna se efectuó un análisis de varianza, previa constatación de los supuestos requeridos. Además, con el fin de determinar qué variables físicas y químicas del ambiente afectan la productividad de la

Tabla 1. Valores promedio mensual (\bar{X}), desviación estándar (DS), mínimos y máximos de las variables físicas y químicas registradas en la laguna Sauce Grande y en el río homónimo durante el período abril-septiembre de 2014.

	Laguna Sauce Grande				Río Sauce Grande			
	\bar{X}	DS	Mínimo	Máximo	\bar{X}	DS	Mínimo	Máximo
pH	9,6	0,4	9,1	10,0	8,7	0,5	8,2	9,4
Conductividad (mS/cm)	9,0	3,3	5,7	15,0	1,7	0,1	1,5	1,8
Salinidad (UPS)	0,5	0,2	0,3	0,9	0,1	0,0	0,0	0,1
Temperatura agua (°C)	10,8	4,6	5,0	17,0	10,6	3,3	6,9	14,8
Turbidez (UNT)	581,3	65,1	456,0	632,0	17,7	4,3	11,0	22,1
Profundidad (m)	0,5	0,0	0,5	0,6	0,9	0,3	0,6	1,2
Oxígeno disuelto (mg/L)	11,0	0,8	10,4	12,5	9,7	1,0	8,3	11,2
Clorofila a (mg/m ³)	49,6	19,6	28,3	80,2	2,4	0,8	1,2	3,2
Fósforo total (mg/m ³)	61,1	28,9	38,1	118,1	31,6	15,3	6	46

laguna y la abundancia fitoplanctónica en el río Sauce Grande, se realizaron correlaciones de Spearman entre los factores bióticos y abióticos. En ambos análisis, se utilizó el programa InfoStat versión estudiantil (Di Rienzo *et al.*, 2008).

RESULTADOS

Variables físicas y químicas

Los parámetros físicos y químicos registrados tanto en el río como en la laguna Sauce Grande (Tabla 1) evidenciaron diferencias entre ambos ambientes, fundamentalmente en el pH ($p < 0,01$; $F = 13,6$), conductividad ($p < 0,01$; $F = 29,04$), salinidad ($p < 0,01$; $F = 27,4$), turbidez ($p < 0,01$; $F = 447,2$) y profundidad ($p < 0,01$; $F = 10,3$). La laguna Sauce Grande se caracteriza como oligohalina (0,5-5,0 g/L), mientras que el río se

define como hipohalino ($< 0,5$ g/L). Los registros promedio de oxígeno disuelto (OD) (Tabla 1) en el agua representan un porcentaje de saturación de oxígeno de 103% y 86,5%, respectivamente.

En función a los valores de CI a y de PT registrados en la laguna (Tabla 1), el TSI (CI a) osciló entre 72 y 82, con un valor promedio de 77, mientras que el TSI (PT) varió entre 57 y 73, con una media de 62, lo que permitió caracterizar a la laguna como eutrófica en base a ambos parámetros. En el río Sauce Grande, los valores de CI a y de PT lo sitúan en el límite entre oligotrófico-mesotrófico.

Durante el período estudiado en la laguna Sauce Grande, los valores máximos de la productividad primaria neta (PPN), la productividad primaria bruta (PPB) y la respiración (R) se registraron en septiembre, uno de los meses más cálidos del periodo

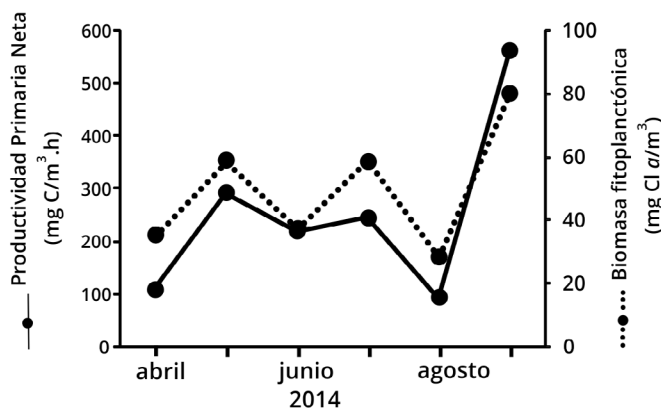


Figura 2. Variación de la PPN y la biomasa fitoplanctónica en términos de concentración de clorofila a para la laguna Sauce Grande, durante el período abril-septiembre de 2014.

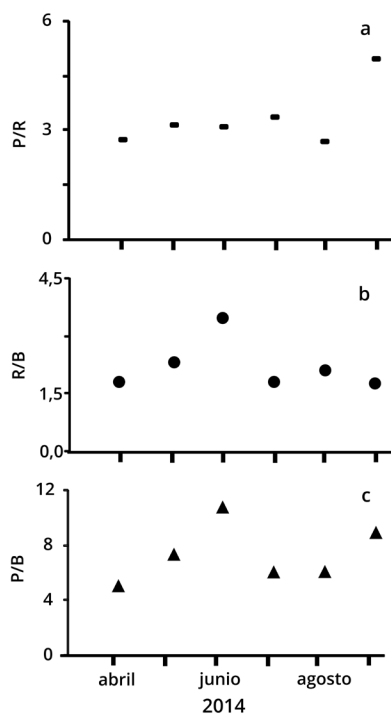


Figura 3. Variación promedio de la relación a) producción-respiración (P/R), b) respiración-biomasa (R/B) y c) eficiencia fotosintética (P/B).

estudiado (Tabla 2). La variación de la PPN en el período estudiado siguió la misma tendencia que la biomasa fitoplanctónica en términos de concentración de clorofila *a* (Figura 2). La relación promedio de P/R fue de 2,9; la R/B de 1,9 y la eficiencia fotosintética (P/B) de 6,3 (Figura 3, Tabla 2).

Fitoplancton

Cualitativamente se identificaron representantes de las mismas divisiones, en ambos ambientes, aunque la riqueza de cada

grupo fue diferente. En la laguna Sauce Grande se identificaron 54 taxones, de los cuales 23 correspondieron a Chlorophyta (43%), 20 a Bacillariophyta (37%), 10 a Cyanobacteria (18%) y 1 (2%) a Ochrophyta. Se destaca la presencia de taxones como *Chlamydomonas* sp. y *Ochromonas* sp., sin citas previas para este ambiente. Por su parte, en el río Sauce Grande, la riqueza fue de 38 taxones identificados, siendo Bacillariophyta el grupo más diverso con 22 taxones (58%), seguido por Chlorophyta con 8 taxones identificados (21%), Cyanobacteria con 6 (16%) y Ochrophyta y Dinophyta con 1 taxón identificado (2,5%) para cada uno (Tabla 3). Se destaca la presencia exclusiva en el río de *Peridinium* sp. y de numerosas diatomeas (*i.e.* *Asterionella* sp., *Chaetoceros muelleri*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *C. placentula* var. *lineata*, *Navicula* aff. *gregaria*, *Nitzschia* sp., *Pinnularia* sp., *Surirella brebissonii* (Tabla 3).

Los valores de abundancia fitoplanctónica total en el río y la laguna Sauce Grande mostraron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$; $F = 296,12$), y no se hallaron diferencias en los valores medios registrados entre los meses estudiados ($p > 0,1$; $F = 0,99$). En ambos ambientes Cyanobacteria fue el grupo más abundante. En la laguna Sauce Grande la abundancia fitoplanctónica osciló entre $8,12 \times 10^5$ y $1,22 \times 10^6$ cél./ml para junio y septiembre de 2014, respectivamente (Figura 4). Cyanobacteria registró una abundancia máxima de $1,07 \times 10^6$ cél./ml en mayo y septiembre de 2014, representando el 96 y 88% de la abundancia total en ambos meses. En el río Sauce Grande, los valores disminuyeron notoriamente, siendo los valores extremos de 21 y 62 cél./ml para julio y mayo de 2014, respectivamente. Cyanobacteria registró un máximo de abundancia de 58 cél./ml en julio

Tabla 2. Variación promedio mensual (\bar{X}), desviación estándar (DS), mínimos y máximos de los parámetros (Biomasa: B, productividad primaria neta: PPN, respiración: R y productividad primaria bruta: PPB) y relaciones de productividad primaria para la laguna Sauce Grande en el período abril-septiembre de 2014.

	\bar{X}	DS	Mínimo	Máximo
B (mg/m³)	49,6	19,6	28,3	80,2
PPN (mg C/m³.h)	252,1	170,1	90,9	561,1
R (mg C/m³.h)	95,6	54,9	63,3	141,8
PPB (mg C/m³.h)	341,4	239,2	172,8	702,9
Relación PPB/R	2,9	1,6	2,7	5,0
Relación R/B	1,9	1,1	1,8	3,5
Eficiencia fotosintética (PPB/B)	6,3	3,7	4,9	10,7

Tabla 3. Taxones identificados en la laguna Sauce Grande y en el río homónimo durante el período estudiado.

TAXONES IDENTIFICADOS	LAGUNA	RIO
Chlorophyta		
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	x	
<i>Chlamydomonas</i> sp.	x	x
<i>Closterium</i> cf. <i>gracile</i> Brébisson ex Ralfs	x	
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	x	x
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> var. <i>minutum</i> Deflandre	x	
<i>Eutetramorus</i> cf. <i>fotii</i> (Hindák) Komárek	x	
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	x	x
<i>M. minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	x	x
<i>M. tortile</i> (West & West) Komárková-Legnerová	x	x
<i>Oocystella marsonii</i> (Snow) Hindák	x	
<i>Oocystis borgei</i> Snow	x	
<i>O. eremosphaeria</i> Smith	x	
<i>Oocystis</i> sp.	x	
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Meneghini	x	
<i>P. duplex</i> Meyen	x	
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle	x	x
<i>Quadricoccus ellipticus</i> Hortobágyi	x	
<i>Scenedesmus nanus</i> Chodat	x	
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) de Brebisson	x	
<i>Schoederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	x	x
<i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hansgirg	x	
<i>T. muticum</i> (Braun) Hansgirg	x	x
<i>Tetrastrum stauragenieforme</i> (Schröder) Lemmermann	x	
Cyanobacteria		
<i>Aphanocapsa elachista</i> West & West	x	
<i>A. holsatica</i> (Lemmermann) Cronberg et Komárek	x	
<i>A. nubilum</i> Komárek et Kling	x	x
<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann	x	x
<i>C. vacuolatus</i> Skuja	x	x
<i>Cyanodictyon planctonicum</i> Meyer	x	
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	x	x
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek	x	
<i>Synechocystis salina</i> Wislouch	x	x
<i>Synechococcus nidulans</i> (Pringsheim) Komárek	x	x
Dinophyta		
<i>Peridinium</i> sp.		x
Bacillariophyta		
<i>Amphiprora</i> sp.	x	x
<i>Asterionella</i> sp.		
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	x	
<i>Campylodiscus</i> sp.	x	x
<i>Chaetoceros muelleri</i> Lemmermann		x
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow		x
<i>C. placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) van Heurck		x
<i>Craticula</i> aff. <i>accomoda</i> (Hustedt) Mann	x	x
<i>Cyclotephanos</i> cf. <i>patagonicus</i> Guerrero & Echenique	x	
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	x	x
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	x	x
<i>G.</i> aff. <i>olivaceum</i> (Hornemann) Kützing	x	x
<i>Hippodonta</i> sp.	x	x
<i>Navicula</i> aff. <i>gregaria</i> Donkin		x
<i>N.</i> aff. <i>peregrina</i> (Ehrenberg) Kützing	x	x
<i>Navicula</i> sp.	x	x
<i>Nitzschia</i> sp.		x
<i>Pinnularia</i> sp.		x
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> var. <i>inflata</i> (Pantocsek) Hartley	x	
<i>Pseudostaurosira</i> sp. 1	x	x
<i>Pseudostaurosira</i> sp. 2	x	x
<i>Rhopalodia</i> aff. <i>gibberula</i> (Ehrenberg) Müller	x	
<i>Staurosira construens</i> Ehrenberg	x	
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot		x
<i>S. striatula</i> Turpin	x	x
<i>Thalassiosira patagonica</i> Maidana	x	x
<i>Tryblionella apiculata</i> Gregory	x	x
<i>T. levidensis</i> W. Smith	x	
Ochromyphyta		
<i>Ochromonas</i> sp.	x	x

de 2014, concentrando el 88% de la abundancia total (Figura 4). En ambos ambientes, las especies dominantes fueron *Aphanocapsa nubilum* y *Synechocystis salina*.

En lo que respecta al biovolumen fitoplanctónico, tanto en el río como en la laguna, Bacillariophyta fue el grupo taxonómico dominante, aunque la magnitud de los valores se mostró diferente en ambos ambientes ($p < 0,01$; $F = 64,4$) no se hallaron diferencias entre los meses analizados ($p > 0,1$; $F = 1,001$). En el río, el biovolumen osciló entre $680 \mu\text{m}^3/\text{ml}$ en junio de 2014 y $7.776 \mu\text{m}^3/\text{ml}$ en septiembre de 2014. En este último mes, las diatomeas concentraron el 95% del biovolumen total ($7.400 \mu\text{m}^3/\text{ml}$), siendo *Amphiprora* sp., *C. placentula* var *euglypta*, *C. placentula* var *lineata*, *Gyrosigma* sp., *Navicula* sp. y *Pseudostaurosira* sp. 2. los que más aportaron. En la laguna Sauce Grande, los valores variaron entre 9×10^6 y $2 \times 10^7 \mu\text{m}^3/\text{ml}$ en mayo y septiembre de 2014, respectivamente. Bacillariophyta constituyó el 51% del biovolumen total ($1,1 \times 10^7 \mu\text{m}^3/\text{ml}$) y *Staurosira construens* fue

la diatomea dominante.

En términos generales, los diferentes parámetros de PP se mostraron relacionados negativamente con la turbidez, conductividad, salinidad, pH y el OD (Tabla 4), mientras se evidenció una relación positiva con la concentración de *Cl a* (Figura 2). Además, esta última variable, se correlacionó negativamente con la turbidez del sistema y el OD. El biovolumen fitoplanctónico se relacionó significativamente con la temperatura (relación positiva) y con el OD (relación negativa). La abundancia fitoplanctónica (cél./ml) mostró correlación positiva con la PPB, PPN y R, mientras que con el pH, turbidez, conductividad y salinidad fue negativa muy significativa (Tabla 4). En el río, se determinó una correlación altamente significativa y negativa entre la abundancia fitoplanctónica y la profundidad ($r_s = -0,8$, $p < 0,01$) y con el OD ($r_s = -0,9$, $p < 0,01$). La turbidez y el biovolumen se relacionaron positiva y significativamente ($r_s = 0,71$, $p < 0,05$). La concentración de *Cl a* mostró una correlación

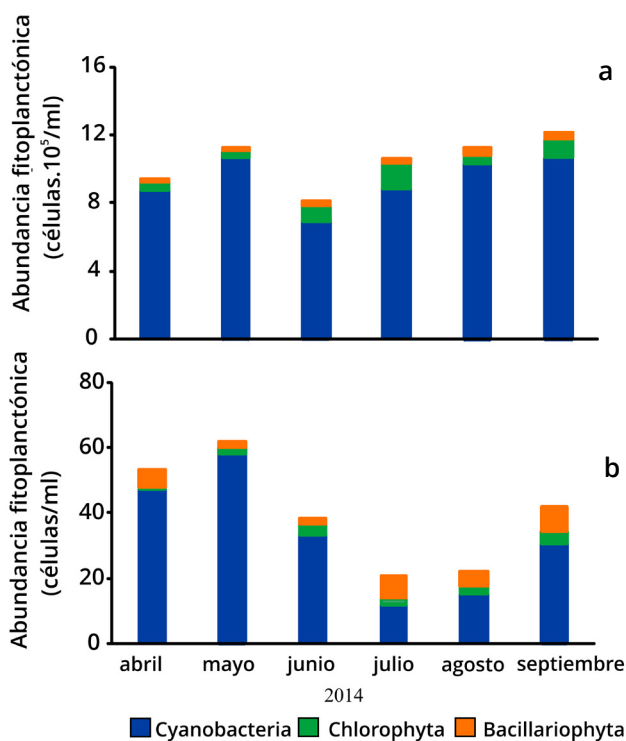


Figura 4. Abundancia fitoplanctónica (cél./ml) de los grupos representados en la laguna Sauce Grande (a) y río homónimo (b) durante el período abril-septiembre de 2014.

Tabla 4. Matriz de correlaciones de las variables físicas, químicas y los parámetros de productividad primaria (productividad primaria neta: PPN, productividad primaria bruta: PPB y respiración: R) de la laguna Sauce Grande. Nótese que se presentan las relaciones con nivel de significación $p < 0,05$ y $p < 0,01$ (negrita).

	PPN	R	PPB	pH	Conductividad	Salinidad	Temperatura	Turbidez	Oxígeno disuelto
R	0,9								
PPB	0,9	1,0							
pH		-0,82	-0,82						
Conductividad		-0,7	-0,7	0,59					
Salinidad		-0,89	-0,89	0,68	0,93				
Turbidez	-0,6	-0,6							
Profundidad				0,67			-0,65		
Oxígeno disuelto	-0,6							0,7	
Clorofila <i>a</i>	0,94	0,7	0,7					-0,71	-0,7
Biovolumen							0,71		-0,7
Células/ml	0,6	0,7	0,7	-0,79	-0,77	-0,65		-0,6	

positiva y significativa con el OD ($r_s = 0,6$, $p < 0,05$), mientras que con la salinidad fue positiva y altamente significativa ($r_s = 0,83$, $p < 0,01$). Además la profundidad y el OD mostraron entre sí una relación altamente significativa y positiva ($r_s = 0,87$, $p < 0,01$).

DISCUSIÓN

En los sistemas acuáticos, la importancia del estudio de la productividad primaria reside en el conocimiento de la tasa de incorporación del carbono inorgánico por parte del fitoplancton, como primer eslabón de la trama trófica en estos ambientes (Roldán y Ramírez, 2008; Montoya y Aguirre, 2010; Gil-Águilar *et al.*, 2013).

Quirós *et al.* (2005) manifiestan que el efecto en la resuspensión del sedimento por acción del viento es un factor de importancia en el funcionamiento de las lagunas pampeanas, debido principalmente a su baja profundidad media. En este sentido, James *et al.* (2004) mencionan que la turbulencia impulsada por el viento se considera con frecuencia un factor clave en muchos lagos poco profundos, especialmente en aquellos carentes de vegetación acuática sumergida, tal como ocurre en el sitio E1 de la laguna estudiada. Lagomarsino *et al.* (2015) señalan que una pequeña turbulencia puede ser suficiente para retrasar la sedimentación de las células de fitoplancton y otras partículas, afectando la producción primaria y las tasas de crecimiento, así como la cantidad de luz bajo el agua. Estas ideas se relacionan con el

concepto de turbidez en el sistema. Dada la elevada abundancia fitoplanctónica registrada en el período estudiado, se esperaría que la turbidez en la laguna Sauce Grande fuera de naturaleza orgánica, como en 2012 (Cony *et al.*, 2014). Sin embargo, esta variable presentó una correlación negativa tanto con la abundancia fitoplanctónica como con la concentración de clorofila *a*. En relación a ello, podría especularse que la turbidez del sistema tendría, además, un componente de naturaleza inorgánica, atribuible a la resuspensión de los sedimentos por acción del viento, en vista de su carácter somero. Así, el factor “viento”, no evaluado en este estudio, y sus implicancias en la turbidez del sistema, debiera ser considerado en futuras investigaciones. Por otra parte, se evidenció falta de correlación entre la abundancia fitoplanctónica y la concentración de Cl *a*, sugiriendo que el componente orgánico de la turbidez del sistema estaría subestimado. En relación a esto, Ramírez y Alcaráz (2002) mencionan el efecto que tiene el tamaño celular en la dispersión de la luz incidente y la transparencia del cuerpo de agua. Estos autores señalan que esta dispersión es mayor cuanto menor es el tamaño de las células de la comunidad, siendo mayor la sensibilidad del disco de Secchi. Además, las células de pequeño tamaño, tales como las cianobacterias dominantes en el período estudiado (*i.e.* *A. nubilum* y *S. salina*), aportan mucha clorofila al sistema. En este sentido, podría especularse que la presencia de ácidos

húmicos u otros componentes, orgánicos o inorgánicos, podrían estar interfiriendo en el método espectrofotométrico de Cl α (Hernández *et al.*, 2011) y podrían estar limitando y subestimando la cuantificación del pigmento. Los parámetros de PP (PPN, PPB y R) se relacionaron positivamente tanto con la abundancia fitoplanctónica como con la concentración de Cl α . Además, la variación de la PPN en el período estudiado siguió la misma tendencia que la biomasa fitoplanctónica, en términos de concentración de Cl α . De estas relaciones surge que, para la laguna Sauce Grande, el principal productor de carbono orgánico es el fitoplancton, dada su prevalencia como factor dominante en la columna de agua del sistema. Margalef (1983) menciona que en lagos de agua dulce, el fitoplancton de pequeño tamaño, como el dominante en el sistema estudiado, contribuye de manera excesiva a la clorofila y más aún a la producción. De acuerdo con Ramírez y Alcaráz (2002), los valores más altos que la unidad para las relaciones P/R y R/B indican la existencia de un desbalance entre la fotosíntesis y respiración del sistema, siendo un desbalance positivo hacia una producción neta superior al gasto, que queda disponible para los diferentes niveles tróficos de la trama. La eficiencia o productividad (P/B) indicaría una alta eficacia del fitoplancton, de acuerdo a los valores considerados por Margalef (1983). Es por ello, que los resultados de esta investigación sugieren que la laguna Sauce Grande es un sistema con metabolismo de tipo autotrófico y en el que la energía disponible para los demás grupos tróficos es producida dentro del sistema. En este cuerpo de agua, la producción sobrante se convierte en biomasa y se acumula dentro del mismo, en forma de una alta abundancia fitoplanctónica, en especial de pequeñas cianobacterias con mayor contenido relativo de clorofila y una tasa de renovación elevada, que aportan significativamente a la producción. Sin embargo, las mismas cianobacterias responsables en gran medida de la elevada PP, serían responsables también, como ya se señalara, de la turbidez de las aguas y de la dispersión de la luz, por lo que podrían convertirse en un factor limitante para la producción de carbono orgánico en caso de que su abundancia continuara aumentando. Por otra parte, los elevados valores de pH, las

altas concentraciones iónicas y el elevado valor de OD, se relacionaron negativamente con las fracciones de la PP. En este sentido, se debe tener presente que la alta tasa fotosintética puede elevar la fotorrespiración y disminuir la producción, ya que provoca un déficit de CO₂ libre, efecto más comúnmente observado para lagos eutróficos (Esteves, 1998). Además, en los lagos muy someros de aguas eutrofizadas existe una respiración microbiana, representada principalmente por bacterias pequeñas (< 1 μ m). Estas circunstancias podrían explicar las relaciones inversas señaladas, y deberían tomarse en cuenta en próximos estudios.

En el río Sauce Grande, la existencia de una relación altamente significativa y negativa entre la abundancia fitoplanctónica y la profundidad sugiere que la distribución del fitoplancton sería superficial. Además, existe un componente positivo entre la profundidad y el OD, lo que indicaría que no existirían condiciones anaeróbicas en la zona profunda del río, probablemente gracias al flujo y la turbulencia que se produce en los cursos de agua generando su reoxigenación (Margalef, 1983). Por último, el OD se relacionó positivamente con la concentración de Cl α , lo cual pondría de manifiesto el papel de las microalgas (potamoplancton) en la productividad del río. El río presentó un nivel de eutrofia en el límite de oligo-mesotrófico (Dodds *et al.*, 1998). La correlación significativa ($r_s=0,81$; $p < 0,05$) entre la concentración de Cl α y PT coincide con lo señalado para otros ríos templados, y sería la concentración de PT una fuente confiable para la determinación de biomasa para este tipo de ríos (Van Niewenhuyse & Jones, 1996).

El río y la laguna Sauce Grande evidenciaron diferencias, tanto en características biológicas como en variables físicas y químicas. Las mismas podrían deberse al escaso aporte de agua del río a la laguna durante el período estudiado, lo que pone de manifiesto, además, la elevada dependencia de la laguna Sauce Grande de las precipitaciones *in situ*. Sin embargo, en un período posterior al presentado en este trabajo, y cuyos datos aún no han sido publicados, se observaron similitudes entre ambos ambientes, que podrían atribuirse a un aumento de la descarga de agua del río en la laguna.

AGRADECIMIENTOS

El financiamiento de este trabajo fue realizado por la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC) y la Universidad Nacional del Sur (UNS), PGI UNS (Cód. 24/B196).

REFERENCIAS

- American Public Health Association (APHA). (1998).** Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC.
- Bermejo, M.G. y González de Zayas, R. (2011).** Productividad primaria en Laguna Larga, Cayo Coco, Cuba. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 3: 31-41.
- Bourelly, P. (1966).** Les algues d'eau douce. Initiation a la systematique, Saint-André-des Arts, Paris.
- Cabrera, A. (1976).** Regiones Fitogeográficas Argentinas. Buenos Aires, Argentina: Ed. Acme S.A.C.I.
- Campo de Ferreras, A., Capelli de Steffens, A. y Diez, P. (2004).** El clima del Sudoeste Bonaerense. Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Carlson, R. (1977).** A Trophic State Index for Lakes. *Limnology and Oceanography*, 22 (2): 361-369.
- Chaparro, G., Fontanarrosa, M.S., Cataldo, D. & O'Farrell, I. (2015).** Hydrology driven factors might weaken fish predation effects on zooplankton structure in a vegetated warm temperate floodplain lake. *Hydrobiologia*, 752: 187-202.
- Cloern, J.E. (1996).** Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: a review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Revue of Geophysics*, 34: 127-168.
- Cony, N.L. (2010).** Estudio del fitoplancton de la Laguna Sauce Grande, Provincia de Buenos Aires. Tesina de Grado. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Cony, N.L., Ferrer, N.C y Cáceres, E.J. (2014).** Evolución del estado trófico y estructura del fitoplancton de un lago somero de la región pampeana: laguna Sauce Grande (Pcia. de Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 30: 79-91.
- Darley, W.M. (1987).** *Biología de las Algas, Enfoque Fisiológico*. México: Ed. Limusa.
- De Tezanos Pinto, P., Lombardo, R., O'Farrell, I. & Izaguirre, I. (2015).** Drivers shaping phytoplankton diversity and composition in a humid Pampas floodplain lake (Natural Reserve). *Hydrobiologia*, 752: 77-89.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. y Robledo, W.C. (2008).** InfoStat (Versión 2008). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Diovisalvi, N., Bohn, V.Y., Piccolo, M.C., Perillo, G.M. E., Baigún, C. & Zagarese, H.E. (2015).** Shallow lakes from the Central Plains of Argentina: an overview and worldwide comparative analysis of their basic limnological features. *Hydrobiologia*, 752: 5-20.
- Dodds, W.K., Jones, J.R. & Welch, E.B. (1998).** Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32(5): 1455-1462.
- Elisio, M., Vitale, A. & Miranda, L.A. (2015).** Influence of climate variations on Chascomús shallow lake thermal conditions and its consequences on the reproductive ecology of the Argentinian Silverside (*Odontesthes bonariensis*, Actinopterygii, Atherinopsidae). *Hydrobiologia*, 752: 155-166.
- Esteves, F. (1998).** *Fundamentos de Limnología*. Rio de Janeiro: Ed. Interciência Ltda.
- Ferrer, N.C., Cony, N.L., Fornerón, C.F. y Piccolo, M.C. (2012).** Caracterización del fitoplancton y estado trófico de la laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina) en el otoño de 2010. *Biología Acuática*, 27: 129-141.
- Fornerón, C.F. (2013).** Hidrografía de la Laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires) en época de sequía. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur, Departamento de Geografía, Bahía Blanca.
- Fornerón, C.F., Piccolo, M.C., Cony, N.L. y Ferrer, N.C. (2010).** Hidrografía de la Laguna Sauce Grande durante el otoño de 2010 (Provincia de Buenos Aires). *Contribuciones*

- Científicas Sociedad Argentina de Estudios Geográficos-GAEA, 462(22): 197-206.
- Gameiro, C., Cartaxana, P., Cabrita, M.T. & Brotas, V. (2004).** Variability in chlorophyll and phytoplankton composition in an estuarine system. *Hydrobiologia*, 525: 113-124.
- Gil-Águilar, J., Labastida-Estrada, E., Mineros-Ramírez, R., Ramírez-Pérez, E. y Romero, R.M. (2013).** Estimación de la producción primaria y biomasa del fitoplancton y su relación con algunas condiciones ambientales en la Laguna de Chautengo, Guerrero (Febrero de 2009). *Revista Digital del Departamento El Hombre y su Ambiente*, 2(4): 1-16.
- Guarrera, S.A., Cabrera, S., López, E. y Tell, G. (1968).** Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires I. Área de la Pampa deprimida. *Revista Museo de La Plata (Nueva Serie) (Bot.)*, 10 (49): 223-331.
- Guarrera, S.A., Malacalza, L. y López, F.P. (1972).** Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie) (Bot.)*, 67: 161-222.
- Hernández, E., Aguirre, N.J. y Palacio, J.A. (2011).** Relación entre la determinación del pigmento Clorofila a y el Biovolumen geométrico algal en un lago de planicie de inundación (Ciénaga Ayapel, Córdoba-Colombia). *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 60: 159-169.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.D., Kirschtel, D., Pollinger, U. & Zohary, T. (1999).** Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35(2): 403-424.
- Hindák, F. (1977).** Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae). I. *Biologické Práce*.
- Hindák, F. (1984).** Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae). III. *Biologické Práce*.
- Hindák, F. (1988).** Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) IV. *Biologické Práce*.
- Hindák, F. (1990).** Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) V. *Biologické Práce*.
- Iriondo, M. (1984).** The Quaternary of northeastern Argentina. En: J Rabassa (Ed). *Quaternary of South America and Antarctic Peninsula*, Volumen 2(4). (pp. 51-78).
- Iriondo, M. (1989).** Quaternary lakes of Argentina. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, 70(1): 81-88.
- Izaguirre, I., Sánchez, M.L., Schiaffino, M.R., O'Farrell, I., Huber, P., Ferrer, N., Zunino, J., Lagomarsino, L. & Mancini, M. (2015).** Which environmental factors trigger the dominance of phytoplankton species across a moisture gradient of 489 shallow lakes? *Hydrobiologia*, 752: 47-64.
- James, W.F., Best, E.P. & Barko, J.W. (2004).** Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophytes improve water quality in this shallow system? *Hydrobiologia*, 515: 193-201.
- Komárek, J. & Fott, B. (1983).** Das Phytoplankton des Süßwasser Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. Von Huber-Pestalozzi. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u Obermiller) Stuttgart, Germany.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (1999).** Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. Gustav Fischer. Jena Stuttgart- Lübeck- Ulm.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (2005).** Süßwasserflora von Mitteleuropa Cyanoprokaryota. 2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales. Büdel, B.; Krienitz, L.; Gärtner, G. y M Schagerl.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986).** Bacillariophyceae I. Fischer Verlag, New York.
- Labasque, T., Chaumery, C., Aminot, A. & Kergoat, G. (2004).** Spectrophotometric Winkler determination of dissolved oxygen: reexamination of critical factors and reliability. *Marine Chemistry*, 88: 53-60.
- Lagomarsino, L., Diovisalvi, N., Bustingorry, J., Escaray, R. & Zagarese, H.E. (2015).** Diel patterns of total suspended solids, turbidity, and water transparency in a highly turbid, shallow lake (Laguna Chascomús, Argentina). *Hydrobiologia*, 752: 21-31.
- López Cazorla, A., Durán, W. y Tejera, L. (2003).** Alimentación de la ictiofauna del río Sauce Grande, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Biología Acuática*, 20: 73-79.
- Margalef, R. (1983).** *Limnología*. Barcelona: Ed. Omega.
- Mc Alice, B.J. (1971).** Observations on the small-scale distributions of estuarine phytoplankton. *Marine Biology*, 7: 100-111.
- Montoya, Y. y Aguirre, N. (2010).** Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un

- lago tropical (ciénaga Escobillitas) a lo largo del pulso de inundación. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 55: 76-89.
- O'Farrell, I., Vinocur, A. & de Tezanos Pinto, P. (2015).** Long-term study of bloom-forming cyanobacteria in a highly fluctuating vegetated floodplain lake: a morpho-functional approach. *Hydrobiologia*, 752: 91-102.
- Paoloni, J.D., Tujchneider, O.C. y Luque, J.A. (1972).** Caracterización hidrológica de la cuenca del Río Sauce Grande en primera fase. *Investigaciones Agropecuarias INTA*, V (IX): 1-20.
- Quirós, R. & Drago, E. (1999).** The environmental state of Argentinean lakes: an overview. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 4: 55-64.
- Quirós, R., Rennella, A.M., Boveri, M.B., Rosso, J.J. y Sosnovsky, A. (2002a).** Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Quirós, R., Rosso, J. J., Rennella, A.M., Sosnovsky, A. y Boveri, M.B. (2002b).** Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*, 27(11): 584-591.
- Quirós, R., Boveri, M.B., Petracchi, C.A., Rennella, A., Rosso, J.J., Sosnovsky, A. y von Bernard, H. (2005).** Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. En: Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T. & Sidagis Galli, C. (Eds.). *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*. Instituto Internacional de Ecologia, Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Inter-Academy Panel on International Issues, InterAmerican Network of Academies of Sciences, (pp 1-16). Brasil.
- Ramírez, J.J. y Alcaráz, H. (2002).** Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un sistema eutrófico tropical: Laguna del Parque Norte, Medellín, Colombia. *Caldasia*, 24: 411-423.
- Reynolds, C.S. (1984).** *The Ecology of Freshwater phytoplankton*. Cambridge University.
- Reynolds, C.S. (1997).** *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Oldendorf (Germany): Ed. Ecology Institute ECI.
- Ringuelet, R.A., Salibián, A., Claverie, E. y Ilhero, S. (1967).** *Limnología química de las lagunas pampásicas (Provincia de Buenos Aires)*. *Physis*, 27(74): 201-221.
- Roldán, G.E. y Ramírez, J.J. (2008).** *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Medellín: Ed. Universidad de Antioquia.
- Santamaría del Ángel, E., Millán-Núñez, R. y De la Peña-Nettel, G. (1996).** Efecto de la turbidez en la productividad primaria en dos estaciones en el área del delta del Río Colorado. *Ciencias Marinas*, 22: 483-493.
- Sequeira, M. (2005).** Régimen pluviométrico. En: Paoloni, J. D. y González Uriarte, M., (Eds). *Geoambiente y evaluación de las aguas freáticas del partido de Coronel Dorrego (Provincia de Buenos Aires)*, 1ra Edición. (108 pp). Bahía Blanca: EdiUns.
- Simonsen, R. (1987).** *Atlas and catalogue of the diatom types of Friedrich Hustedt*. J. Cramer, Berlin & Stuttgart.
- Utermöhl, M. (1958).** Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. (For the perfection of quantitative phytoplankton methodology). *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1-38.
- Van Niewenhuyse, E.E. & Jones, J.R. (1996).** Phosphorus-chlorophyll relationships in temperate streams and its variation with stream catchment area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(1): 99-105.
- Vörös, L. & Padisák, J. (1991).** Phytoplankton biomass and chlorophyll-a in some shallow lakes in central Europe. *Hydrobiologia*, 215 (2): 111-119.
- Vouilloud, A.A., Sala, S.E. y Sabbatini, M.R. (2005).** Diatomeas perifíticas de la cuenca del río Sauce Grande (Buenos Aires, Argentina). *Iheringia*, 60(1): 77-89.
- Zavala, C. y Quattrocchio, M. (2001).** Estratigrafía y evolución geológica del río Sauce Grande (Cuaternario), provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 56(1): 25-37.

APLICACIÓN DE ÍNDICES BIÓTICOS BASADOS EN DIATOMEAS EPÍFITAS SOBRE *Schoenoplectus californicus* (C.A. MEY.) SOJÁK, EN LAGUNAS PAMPEANAS DE ARGENTINA

MARÍA ELICIA MAC DONAGH¹, JUAN MARTÍN PAREDES DEL PUERTO¹, PAULA ALTIERI¹
Y MARÍA GABRIELA CANO^{1,2}

¹División Ficología, Museo de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP, La Plata

²Instituto de de Fisiología Vegetal (INFIVE), CCT La Plata-CONICET

E-mail: mmacdonagh@fcnym.unlp.edu.ar

ABSTRACT. The objective of this work is to compare epiphytic diatom-based biotic indexes in lakes with distinct land-uses in their watersheds. Bulrush epiphytes and water physico-chemical characteristics were seasonally sampled in two geomorphological similar pampean shallow lakes. Seven diatom-based biotic indexes were calculated together with similarity, diversity and eutrophication indexes. According to TSI indexes Lacombe lake was eutrophic most of the time whereas La Rosita had a more variable trophy (meso-eutrophic) throughout the seasons. The latter also reached the lowest (chlorophyll *a*) and the highest (PT) TSI values. La Rosita always showed lower diversity and richness values than Lacombe, with a less variable specific composition through time. In those biotic indexes in which more than 70% of taxa recorded had an indication value, differences between both lakes were evinced. Several of these indexes gave worse scores to La Rosita. The IDG index could discriminate the most extreme cases. The worst conditions in La Rosita were found in spring and summer, evidenced by the IPS, TDI and IDG indexes and by Rott-t index only in spring. In Lacombe, the TDI and Rott-t indexes showed a worsening of the water quality in autumn. The TDI and the % PT were the indexes that best discriminated the differences in water quality. The less sensitive indexes were IPS, EPI-D, Rott-t and TDIL; although the latter is shallow-lake specific.

Keywords: Periphyton, bulrush, ecological indicators, shallow lakes, clear and turbid states.

Palabras clave: Perifiton, junco, indicadores, lagos someros, estados claros y turbios.

INTRODUCCIÓN

Las lagunas pampeanas son naturalmente eutróficas y los impactos antrópicos usuales en estos cuerpos de agua están relacionados con el aporte de nutrientes y materia orgánica desde la cuenca; en consecuencia, las lagunas más impactadas frecuentemente presentan estados hipereutróficos (Quirós *et al.*, 2002; Rennella & Quirós, 2006; Sosnovsky y Quirós, 2006). Según Quirós *et al.* (2002) los diferentes usos de la tierra pueden ordenarse en un gradiente creciente de impacto, desde la ganadería extensiva, pasando por ganadería semi-intensiva y agricultura hasta agricultura intensiva, "feed-lots" y descargas urbanas. El estado trófico de los cuerpos de agua se evalúa usualmente a partir de variables del agua como la transparencia, concentración

de fósforo total y concentración de clorofila *a* fitoplanctónica, o también a partir de la densidad del fitoplancton. Tradicionalmente se considera que estas medidas indican, de forma más o menos directa, el potencial productivo de un cuerpo de agua (Wetzel, 2001).

Por otro lado, según Scheffer (1998) y Peckham *et al.* (2006), los lagos someros son ecosistemas complejos, en los que la relación entre la concentración de fósforo en el agua y la clorofila fitoplanctónica no es directa. Según estos autores, dentro de cierto rango intermedio de nutrientes pueden dominar o bien las macrófitas o bien el fitoplancton en tanto que las categorías tróficas extremas (oligotrofia e hipereutrofia), se corresponden

con los estados estables de equilibrio claro y turbio, respectivamente. Sin embargo, en las situaciones intermedias de mesotrofia y eutrofia se puede registrar la ocurrencia tanto de estados alternativos claros como turbios según el tipo de productores dominantes. Así, si predominan las macrófitas sumergidas y el perifiton como productores, los cuerpos de agua presentan elevada transparencia, aún con concentraciones relativamente altas de fósforo en el agua (Scheffer, 1998). En particular, en lagos someros pampeanos se ha demostrado que la producción primaria del perifiton (ya sean algas epífitas o epipélicas) puede ser igual o incluso mayor a la del fitoplancton (Conde *et al.*, 1999; Cano *et al.*, 2008), por lo cual se pone en evidencia la necesidad de incluir al perifiton como indicador del estado trófico de las lagunas pampeanas.

La importancia ecológica de las algas epífitas es reconocida desde el punto de vista legal a nivel internacional. Por ejemplo, la Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea exige incluir a las diatomeas adheridas a sustratos en los monitoreos del estado ecológico de los cuerpos de agua de Europa (AENOR, 2004; King *et al.*, 2006). Las diatomeas en particular, han sido ampliamente utilizadas como indicadores del estado trófico ya que las condiciones tróficas son uno de los factores más importantes que determinan su distribución en los cuerpos de agua dulce (Beese-Lototskaya *et al.*, 2011). Además, presentan numerosas ventajas metodológicas como la posibilidad de montar preparados fijos que permiten conservar el material a fin de realizar auditorías e intercalibraciones.

Con el objetivo de cumplir con la DMA se han desarrollado en Europa diversos índices basados en diatomeas. La mayoría fueron diseñados originalmente para ambientes lóticos. Según King *et al.* (2006) y De Nicola & Kelly (2014) los mismos índices podrían ser aplicados en el monitoreo de ambientes lénticos. Hasta el momento, distintos índices basados en las algas del perifiton han sido aplicados en lagos europeos para evaluar su estado trófico (Kitner & Poulícková, 2003; Poulícková *et al.*, 2004; Stenger-Kovács *et al.*, 2007; Bennion *et al.*, 2014; Kelly *et al.*, 2014). Por lo general, en estos trabajos no hay un consenso acerca de cuál es el mejor índice para aplicar en lagos, sino que en cada situación

particular se deben considerar diversos índices y a partir de la comparación con otros datos como el fósforo total en el agua se establece la calificación más certera del estado trófico. En América del Sur se han desarrollado índices tróficos basados en diatomeas, en ambientes lóticos tropicales (Lobo *et al.*, 2015; Lobo *et al.*, 2016) con una flora diferente a la de las lagunas pampeanas. En nuestro país, los estudios sobre diatomeas indicadoras de la calidad del agua se han desarrollado en ambientes lóticos de la Provincia de Buenos Aires, en general utilizando diatomeas epipélicas (Gómez, 1998, 1999; Gómez & Licursi, 2001; Licursi & Gómez, 2002, 2003) y en menor medida utilizando el epifiton sobre macrófitas emergentes como *Typha latifolia* (Giorgi & Malacalza, 2002) y *Schoenoplectus californicus* (Bauer *et al.*, 2007).

De acuerdo con estos antecedentes, no está claro cuál sería el índice más adecuado para evaluar sistemas lénticos pampeanos, dado que el desarrollo de los índices específicos para lagos es reciente y no ha sido abordado hasta el momento en Argentina.

Las comunidades algales de las lagunas Lacombe y La Rosita han sido estudiadas desde un punto de vista ecológico y se ha hecho hincapié en los estados alternativos de equilibrio y en la conectividad entre las fracciones epipélicas, epífitas y planctónicas (Dos Santos *et al.*, 2008; Cano, 2009; Cano *et al.*, 2008, 2012, 2013, 2016; Casco *et al.*, 2009; Mac Donagh *et al.*, 2009) pero no en el estado trófico o en la utilidad de las algas como indicadoras.

De acuerdo con Quirós *et al.* (2002) se puede esperar que el grado de impacto debido al uso del suelo en La Rosita (descargas pluviales) sea mayor que en Lacombe (agricultura) y nosotros esperamos que estas diferencias se vean reflejadas en los índices basados en la composición de la taxocenosis de las diatomeas epífitas sobre junco. En particular, estimamos que aquellas taxocenosis de la laguna La Rosita serán representativas de un estado trófico más elevado que las de la laguna Lacombe y que los índices utilizados mostrarán dichas diferencias.

El objetivo específico del presente trabajo consistió en evaluar la utilidad de la aplicación de distintos índices bióticos basados en diatomeas epífitas sobre junco, comprobando si reflejan o no, las diferencias en el tipo de impacto antrópico de dos sistemas lacustres pampeanos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se eligieron dos cuerpos de agua arreicos, cercanos entre sí (Figura 1), con características morfométricas muy similares (Tabla 1) pero con distinto tipo de uso del suelo en la zona del perillago. La ausencia de conexión con redes hídricas superficiales, ha permitido evaluar los efectos del uso del suelo en sus inmediaciones exclusivamente, sin la influencia de otras fuentes de impactos. La laguna Lacombe se encuentra en una zona rural donde se practica la agricultura (trigo y soja) y el acceso del turismo está restringido, limitándose el uso a la pesca deportiva en forma ocasional. En contraste, la laguna La Rosita se encuentra adyacente a la localidad de Castelli (8.205 habitantes según el INDEC (censo 2010), recibe desagües pluviales, su línea de costa fue modificada con fines turísticos, se hace un uso recreativo intenso en sus alrededores y presenta déficit de oxígeno en profundidad durante casi todo el año (Dos Santos *et al.*, 2008).

La laguna Lacombe presenta una gran área

central de macrófitas emergentes formada exclusivamente por *S. californicus*. Si bien la laguna Lacombe puede presentar estados de aguas claras dominados por *Stuckenia pectinata* y *Myriophyllum quitense* (Casco *et al.*, 2009), durante el período estudiado en el presente trabajo la laguna se encontró siempre en estado turbio. La laguna La Rosita está colonizada por dos tipos de macrófitas emergentes (*S. californicus* en un 80% del área y *T. latifolia*). Durante este estudio, se encontró siempre en estado claro presentando una abundante biomasa de macrófitas sumergidas que ocuparon toda la columna de agua, principalmente *Ceratophyllum demersum* (100% de cobertura) y en menor medida otras especies como *S. pectinata*, *M. quitense*, y *Utricularia* sp. (Dos Santos *et al.*, 2008).

Análisis de los datos

Se realizaron cuatro muestreos con frecuencia estacional, durante los años 2005 a 2006. En cada laguna se eligió un sitio profundo con presencia de juncos y se registró



Figura 1. Ubicación de las lagunas Lacombe y La Rosita.

Tabla 1. Ubicación geográfica y características morfométricas de las lagunas.

	Lacombe	La Rosita
Ubicación geográfica	35°05'S, 57°53'O	36°06'S, 57°47'O
Área (ha)	130	162
Longitud máxima (m)	1750	1600
Longitud de la línea de costa (m)	5600	6000
Profundidad máxima en el período de estudio (m)	1,45	1,40

la altura hidrométrica, la transparencia de la agua mediante el disco de Secchi y, en forma subsuperficial, las variables físico-químicas: temperatura, pH, concentración de oxígeno disuelto, salinidad y conductividad con un multímetro Horiba U 10. Se tomaron muestras subsuperficiales de agua para análisis de clorofila y fósforo. Se midió en laboratorio la concentración de fósforo total (PT) y fósforo reactivo soluble (PRS) en el agua, según APHA (1995). Para determinar la concentración de la clorofila *a* fitoplanctónica se filtró un volumen de agua de 500 ml y para la determinación de la clorofila epifítica se utilizó el material raspado a partir de un área conocida de la superficie del junco (dos réplicas). En ambos casos se filtró la muestra utilizando filtros Whatman GF/C que fueron colocados en freezer durante 48 hs. Se extrajo la clorofila con acetona 90% V/V y se realizó la lectura espectrofotométrica de la clorofila *a* (APHA, 1995). Los cálculos de la concentración de clorofila se realizaron según Lorenzen (1967) y en el caso de la clorofila epifítica se siguió la modificación de Varela (1981).

Se comprobó la normalidad y la homocedasticidad de las variables y en los casos en que fue necesario se realizaron transformaciones logarítmicas. Se hicieron ANOVAS de una vía para evaluar diferencias entre lagunas ($p < 0,05$) utilizando el software InfoStat/L (Di Rienzo *et al.* 2008).

Como medida del grado de eutrofización de los cuerpos de agua se calcularon los índices de estado trófico de Carlson, a partir de los datos de transparencia del agua (TSI Secchi), concentración de fósforo total (TSI PT) y clorofila *a* (TSI clorofila) (Wetzel, 2001).

Con el fin de minimizar las fuentes de variación de los resultados obtenidos se utilizó siempre el epifiton desarrollado sobre *S. californicus* (junco) por ser una de las macrófitas más abundantes en las lagunas pampeanas

(Solari & Mac Donagh, 2014) y que debido a su forma de vida perenne está presente durante todas las estaciones del año. En cada ocasión se contabilizó la densidad de ejes de *S. californicus*, diferenciando los ejes vivos de los ejes secos en pie, en diez unidades muestrales de 1 m² cada una.

En cada sitio de muestreo se tomaron tres réplicas de epifiton, cortando secciones subsuperficiales de ejes de junco maduros que se conservaron en agua corriente y formol 4%. En laboratorio, se observaron las muestras bajo lupa estereoscópica y microscopio óptico y se procedió al raspado de los epifitos. Los filamentos se identificaron a nivel generico. Posteriormente, se realizó el tratamiento con agua oxigenada 100 V (30% p/v) del material raspado a fin de eliminar la materia orgánica, previo lavado de la muestra para eliminar el formol. Los extractos obtenidos se mantuvieron 48 hs en estufa para facilitar la digestión, y en los casos en que fue necesario se repitió el procedimiento hasta lograr la total eliminación de la materia orgánica (AENOR, 2004). Se realizaron preparados fijos con Naphrax® y se contaron al menos 400 valvas en cada réplica utilizando microscopio óptico con contraste de fases a 1000X.

A partir de los resultados de abundancia relativa de diatomeas se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener y la equitatividad asociada para cada muestra (Washington, 1984). Se realizaron comparaciones de la composición específica entre lagunas y dentro de cada laguna mediante el coeficiente de similitud de Bray-Curtis (Washington, 1984). Los resultados se compararon con test t de Student, cuando se comprobó normalidad de los datos mediante Shapiro-Wilks ($p > 0,05$) o bien mediante la prueba de Mann-Whitney, utilizando el software InfoStat/L (Di Rienzo *et al.*, 2008).

Se calcularon diversos índices bióticos para diatomeas: Índice de Eutrofización/Polución

basado en Diatomeas (EPI-D: Dell Uomo & Torrisi, 2011), Índice Genérico de Diatomeas (IDG: Coste & Ayphassorho, 1991), Índice Poluto Sensible (IPS: Descy, 1979), Índice de Diatomeas Pampeano (IDP: Gómez & Licursi, 2001), Índice Trófico de Rott (Rott-t: Beese-Lototskaya *et al.*, 2011) y el Trophic Diatom Index (TDI: Kelly & Whitton 1995) que incluye el porcentaje de taxa tolerantes a la polución orgánica (%PT). Esta selección de índices se realizó eligiendo todos aquellos para los cuales al menos el 70% de las especies halladas en las lagunas tenían valor indicador. Además, se calculó el Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL: Stenger-Kovács *et al.*, 2007), a pesar de que sólo el 64% de las especies presentes tenían valor indicador, ya que es un índice diseñado específicamente para lagos someros a partir de diatomeas epifíticas. Los índices IDP, EPI-D, IPS e IDG: tienen categorías de calidad que engloban nutrientes y materia orgánica. Los índices de Rott-t, TDI y TDIL se refieren exclusivamente a categorías de eutrofización.

RESULTADOS

De acuerdo con los parámetros fisicoquímicos del agua, ambas lagunas presentaron características similares (Tabla 2) y no se detectaron diferencias significativas mediante los análisis de ANOVA realizados ($p > 0,05$).

En la laguna Lacombe, la transparencia del agua alcanzó entre el 61% y el 30% de la columna de agua (invierno y verano, respectivamente). En la laguna La Rosita en cambio, la penetración de

la luz alcanzó hasta el fondo durante el período estudiado.

De acuerdo con los resultados de los índices TSI, la laguna Lacombe presentó un estado eutrófico, excepto el TSI de clorofila en invierno (mesotrófico). En tanto la laguna La Rosita siempre fue calificada como moderadamente eutrófica según los TSI de Secchi y PT y mesotrófica según el TSI de clorofila *a* (Tabla 3).

La concentración de clorofila *a* fue mayor en la laguna Lacombe que en la laguna La Rosita tanto en el fitoplancton como en el epifiton () aunque las diferencias fueron significativas solamente en cuanto a la clorofila epifítica ($p = 0,041$, $F = 6,71$).

En los cuatro muestreos analizados la densidad de juncos fue más elevada en La Rosita (rango: 70 a 93 ejes m^{-2}) que en Lacombe (rango: 43 a 77 ejes m^{-2}). La menor densidad se presentó en verano en Lacombe y las mayores densidades se encontraron en invierno y primavera en La Rosita, aunque con una muy baja proporción de juncos vivos/juncos secos en pie, en comparación con el resto de las fechas (Figura 2).

Estructura del epifiton

En general, las diatomeas fueron el grupo dominante entre las algas epifitas. Sin embargo, en la laguna Lacombe las clorofitas filamentosas desarrollaron una biomasa importante en algunas ocasiones. En primavera se presentaron filamentos de *Spirogyra* sp. y *Zygnema* sp.; en tanto que en verano se observó una asociación más compleja y además de estas algas se

Tabla 2. Valores promedio y desvío estándar de variables fisicoquímicas del agua, clorofila *a* fitoplanctónica y epifítica en las lagunas Lacombe y La Rosita. Fósforo total (PT); fósforo reactivo soluble (PRS).

	Lacombe	La Rosita
Turbidez (UNT)	74,2 ±69,1	15 ±12,7
Conductividad (µS/cm)	2298 ±260	2083 ±275
Salinidad (psu)	0,11 ±0,01	0,10 ±0,01
Oxígeno disuelto (mg/L)	9,9 ±2,7	11,7 ±3,4
Temperatura (°C)	19,5 ±7,0	17,9 ±7,2
pH	9,0 ±0,4	9,4 ±0,6
PT (µg/L)	189 ±41	222 ±222
PRS (µg/L)	23,0 ±5,1	25,0 ±7,2
Clorofila <i>a</i> fitoplanctónica (mg/m³)	95,0 ±139,8	8,8 ±5,2
Clorofila <i>a</i> epifítica (mg/m² superficie de junco)	3,36 ±4,25	0,14 ±0,12

Tabla 3. Índices TSI de Carlson. Invierno (I), primavera (P), verano (V) y otoño (O).

TSI	Lacombe				La Rosita	
	I	P	V	O	I	P
Secchi	68,4	75,9	90,4	80,1	64,8	64,7
Fósforo Total	74,9	79,4	77,9	73,3	77,5	89,8
Clorofila <i>a</i>	48,3	64,1	87,0	61,8	43,9	38,9

encontraron diversos filamentos de otras clorofitas (*Bulbochaete sp.*, *Oedogonium spp.* y *Coleochaete sp.*) y de cianobacterias (*Aphanotece sp.*, *Calothrix sp.*, *Lyngbya sp.* y *Oscillatoria sp.*). En La Rosita, en tanto, la comunidad presentó una arquitectura más sencilla constituida, en la mayoría de los casos, por un estrato de escaso desarrollo compuesto principalmente por diatomeas.

La riqueza específica y genérica de diatomeas fue significativamente más alta en Lacombe que en La Rosita ($p < 0,05$). La diversidad y la equitatividad no mostraron diferencias significativas entre lagunas ($p > 0,05$). El menor valor de diversidad (1,8) se halló en Lacombe en invierno y el mayor (3,5) en esa misma laguna en primavera. La equitatividad fue relativamente alta (promedio 0,7 en ambas

lagunas) y constante, hallándose el mínimo valor (0,5) en Lacombe en invierno (Figura 3).

De las 25 especies de diatomeas halladas, siete fueron encontradas exclusivamente en la laguna Lacombe (*Anomooneis sphaerophora*, *Campylodiscus clypeus*, *Sellaphora pupula*, *Nitzschia sigmoidea*, *Rhopalodia operculata*, *Surirella ovalis* y *Tryblionella hungarica*) y una sola fue exclusiva de La Rosita (*Planothidium frequentissimum*) (Tabla 4).

La similitud en la composición específica de las taxocenosis de diatomeas epífitas fue variable según la estación del año. Al comparar muestras contemporáneas de ambas lagunas la mínima similitud se encontró en primavera y la máxima en otoño. Si se consideran todos los coeficientes, se destaca la similitud entre la muestra de otoño de Lacombe y las muestras de La Rosita de todas las estaciones del año (Tabla 5). La similitud promedio entre muestras de Lacombe ($0,40 \pm 0,13\%$) (Tabla 6) fue significativamente menor ($p < 0,05$) que el valor promedio de similitud en La Rosita ($0,59 \pm 0,10\%$).

Índices bióticos

El 100% de los géneros presentaron valor indicador en el índice IDG. Los demás índices consideran los datos a nivel específico, y al

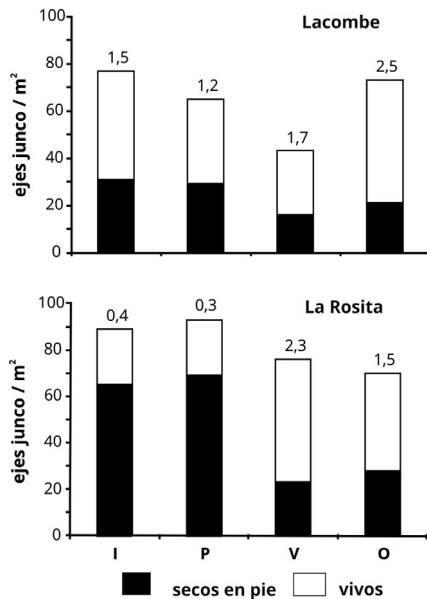


Figura 2. Densidad de ejes (ejes/m²) de *Schoenoplectus californicus* (junco) en las lagunas Lacombe y La Rosita durante el período de estudio (I: invierno, P: primavera, V: verano, O: otoño). Se indica en cada caso la proporción entre vivos y secos en pie.

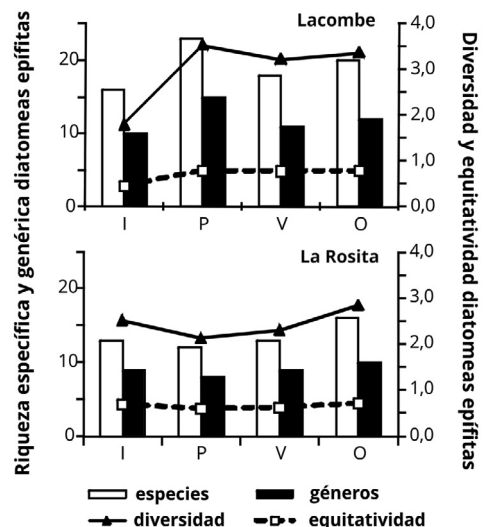


Figura 3. Componentes de la diversidad: riqueza específica y genérica, diversidad (índice de Shannon-Wiener, bits/ind) y equitatividad de las diatomeas epífitas en las lagunas Lacombe y La Rosita durante el período de estudio (I: invierno, P: primavera, V: verano, O: otoño).

Tabla 4. Porcentaje de abundancia relativa (%) de las especies halladas en Lacombe (LA) y La Rosita (LR). Invierno (I), primavera (P), verano (V) y otoño (O). Entre paréntesis se indican aquellas especies que no presentan valor indicador en los índices: 1) IPS, 2) IDP, 3) TDI, 4) EPI-D, 5) Rott-t, 6) TDIL.

Especies comunes a ambas lagunas	I		P		V		O	
	LR	LA	LR	LA	LR	LA	LR	LA
<i>Amphora copulata</i> (Kütz.) Schoen. & Arch. ⁽⁶⁾	0	0,2	0	8,4	0	2,1	0,2	3,0
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Grun.	0,5	0	0,2	0,1	1,3	0,1	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz. ⁽³⁾	0,9	0,9	0,2	10,0	3,7	1,9	3,3	1,4
<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb.	10,4	1,2	4,4	8,4	6,8	16,7	3,9	4,0
<i>E. sorex</i> Kütz. ⁽⁴⁾	0,5	0,2	0,7	0,6	2,9	3,4	0,6	0,2
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr. ⁽⁵⁾	3,6	5,6	0,6	4,4	3,5	3,3	6,7	8,1
<i>G. parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	2,6	3,1	1,3	0,6	1,1	1,0	4,7	5,6
<i>G. truncatum</i> Ehr.	2,7	8,3	0,7	3,0	0,6	0,8	4,4	7,9
<i>Halamphora veneta</i> (Kütz.) Levkov	1,1	0,5	1,0	4,2	9,0	5,3	4,9	9,4
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grun.) Lange-Bert., Metz. & Witkow. ⁽⁶⁾	0	0	0	0,9	0	0,6	0,2	0,7
<i>Mastogloia elliptica</i> (C. Ag.) Cl. ^(1,2,3,4,5,6)	0	0,1	0	2,9	0	20,0	0,4	0,4
<i>M. recta</i> Hust. ^(1,2,3,4,5,6)	0	0	0	0	0	0	0,2	0,6
<i>Navicula margalithii</i> Lange-Bert. ^(4,5,6)	0,2	0,9	0,0	10,3	0,0	1,1	1,5	1,1
<i>Nitzschia amphibia</i> Grun.	25,2	3,4	30,9	4,7	16,7	14,2	43,4	22,1
<i>N. palea</i> var. <i>tenuirostris</i> Grun. ^(2,4,5)	19,4	3,1	30,7	2,4	52,9	15,8	4,7	18,8
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) Müll.	0,2	1,9	0,5	3,7	0,5	12,0	8,0	5,8
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	32,8	70,1	28,8	29,2	0,8	0	13,1	9,9
Especies exclusivas Lacombe								
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> Pfitzer	0	0	0	2,5	0	0	0	0,2
<i>Campylodiscus clypeus</i> (Ehr.) Ehr. ex Kütz. ^(1,2,3,4,5,6)	0	0	0	0,5	0	0	0	0
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith ⁽⁶⁾	0	0	0	0,7	0	0	0	0
<i>Rhopalodia operculata</i> (C.Ag.) Håkan. ^(2,4,5,6)	0	0	0	0,1	0	0,6	0	0,2
<i>Sellaphora pupula</i> (Kütz.) Mereschk. ⁽⁶⁾	0	0,2	0	1,9	0	1,0	0	0,4
<i>Surirella ovalis</i> Bréb.	0	0	0	0,4	0	0,1	0	0
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grun.) Freng.	0	0,2	0	0,2	0	0	0	0,3
Especies exclusivas La Rosita								
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bert.) Lange-Bert. ⁽²⁾	0	0	0	0	0,2	0	0	0

menos el 80% de las especies halladas en las muestras presentaron valor indicador para los índices IPS; IDP y TDI, en tanto que para los demás índices, se pudieron utilizar en el cálculo menores porcentajes de las especies halladas en las muestras (72 % para el índice de Rott-t y para el EPI-D y 64 % para el índice TDIL). Tres especies (*Campylodiscus clypeus*, *Mastogloia elliptica* y *Mastogloia recta*) no presentaron valor indicador en ninguno de los índices utilizados, en general fueron poco abundantes, excepto *M. elliptica* en una ocasión (Lacombe, verano). El resto de las especies que no tuvieron valor indicador en los índices fueron poco abundantes, excepto *Nitzschia palea* var. *tenuirostris* que fue abundante y frecuente y *Gomphonema gracile* que fue frecuente pero

poco abundante (Tabla 4).

Las clasificaciones realizadas en base a los índices indicaron para cada laguna más de una categoría de calidad de agua, dependiendo de la época del año. Incluso, en algunos casos los índices no fueron coincidentes con la categoría asignada a cada muestra (Tabla 7).

El IDG indicó en todas las ocasiones una mejor calidad del agua (valores más altos) en Lacombe con respecto a la misma fecha de La Rosita. Según este índice, en Lacombe la condición varió entre la eutrofización o polución moderada en los dos primeros muestreos a la polución fuerte en los siguientes. En tanto que, en La Rosita varió entre polución fuerte en invierno y otoño a muy fuerte en primavera y verano (Tabla 7).

Tabla 5. Coeficientes de similitud de Bray-Curtis. Comparación entre lagunas. Invierno (I), primavera (P), verano (V) y otoño (O).

		La Rosita			
		I	P	V	O
Lacombe	I	0,52	0,40	0,16	0,39
	P	0,51	0,43	0,29	0,46
	V	0,48	0,37	0,52	0,45
	O	0,67	0,61	0,56	0,72

El IPS, calificó a las lagunas con polución fuerte (Lacombe todo el año y La Rosita en otoño e invierno) a muy fuerte (La Rosita, en primavera y verano).

El TDI y el %PT asociado diferenciaron mejor a las lagunas, atribuyendo una mejor calidad del agua a Lacombe que a La Rosita en cada fecha de muestreo. Según el TDI, Lacombe presentó un grado de eutrofización leve (invierno, primavera y verano) a elevado (otoño) y el %PT indicó alguna evidencia de polución solamente en el muestreo de otoño. En la laguna La Rosita el TDI señaló un moderado (invierno) a elevado grado de eutrofización (primavera, verano y otoño). Según el %PT, en esta laguna se encontró evidencia de polución orgánica en invierno y primavera, y un grado mayor de polución orgánica en verano.

Según el IDP, la calidad del agua varió de aceptable (polución y eutrofización moderada) en invierno y verano en la laguna Lacombe a mala (aguas fuertemente poluídas y eutrofizadas con materia orgánica parcialmente degradada y formas reducidas de nitrógeno) en primavera y otoño en Lacombe y en todas las fechas en La Rosita.

El índice EPI-D (o también llamado de Dell' Uomo), que incluye la afinidad de las algas por la materia orgánica, indicó una calidad del agua variable en Lacombe, desde bastante buena a moderadamente poluída y entre levemente poluída a fuertemente poluída para La Rosita.

El índice trófico de Rott-t que apunta a establecer la relación con el contenido de nutrientes exclusivamente- calificó a ambas lagunas con un elevado grado de eutrofización, variando entre eu- politróficas hasta politróficas.

El TDIL fue el índice que menos diferencias encontró entre lagunas asignando una calidad del agua media en todos los casos, excepto en Lacombe en invierno, oportunidad en que indicó

Tabla 6. Coeficientes de similitud de Bray-Curtis. Comparación de muestras en cada laguna por estaciones del año. Invierno (I), primavera (P), verano (V) y otoño (O).

	Lacombe				La Rosita			
	I	P	V	O	I	P	V	O
I	1	0,48	0,18	0,39	1	0,83	0,52	0,60
P		1	0,37	0,44		1	0,57	0,59
V			1	0,56			1	0,41
O				1				1

una buena calidad del agua.

Las diferencias temporales halladas recurrentemente con los otros índices no pudieron ser identificadas con el TDIL. Al respecto, se observa que tanto el índice TDI como el de Rott-t atribuyen una mejor calidad del agua a los 3 primeros muestreos en Lacombe y un empeoramiento de la calidad en otoño. En La Rosita varios índices utilizados identificaron diferencias temporales en la calidad del agua: las peores condiciones fueron encontradas en primavera y verano en forma coincidente por los índices IPS, TDI e IDG y en primavera por el índice de Rott-t.

DISCUSIÓN

De acuerdo con las formas tradicionalmente utilizadas para evaluar el estado trófico (TSI) la laguna Lacombe resultó ser más eutrófica que La Rosita, al contrario de lo esperado según el grado de impacto que implica el distinto uso del suelo de acuerdo con Quirós *et al.* (2002). Lacombe fue calificada como eutrófica según los tres índices TSI (excepto por el valor de clorofila en invierno). En cambio, La Rosita, considerada eutrófica según los TSI de Secchi y PT, fue calificada como mesotrófica según los valores de TSI de clorofila. Según Wetzel (2001) cuando las diferencias entre el TSI de PT y el TSI de clorofila y entre TSI de PT y TSI de Secchi dan valores negativos, como en el caso de La Rosita, es porque factores como la turbidez inorgánica, son los limitantes para el desarrollo algal, y no la concentración de fósforo en el agua.

Considerando los estados alternativos de equilibrio y dentro del rango de concentraciones de fósforo moderadas como las halladas en estas lagunas, son posibles tanto los estados claros como los turbios (Jeppesen *et al.*, 1990, 2007; Scheffer 1998). Por lo tanto, la relación

Tabla 7. Valores de los Índices bióticos de ambas lagunas en I: invierno, P: primavera, V: verano, O: otoño. (% taxa): porcentaje de especies (o géneros, en el caso del IDG) con valor indicador en el índice. IDG e IPS: polución moderada o eutrofización (ocre); polución fuerte (naranja); polución muy fuerte (rojo). TDI: Oligotrófico, Mesotrófico (verde), Eutrófico (rojo), Hipereutrófico (negro). IDP: calidad muy buena, buena, aceptable (amarilla), mala (naranja). EPI-D: calidad excelente, buena, bastante buena (verde), polución leve (amarillo), polución moderada (ocre), polución fuerte (naranja). Rott-t: ultraoligotrófico, oligotrófico, oligo a mesotrófico; mesotrófico; meso a eutrófico; eutrófico; eu a politrófico (rojo); politrófico (negro). TDIL: excelente, bueno (verde), medio (amarillo).

% taxa	índice	Lacombe				La Rosita			
		I	P	V	O	I	P	V	O
100	IDG	3,48	3,36	2,97	2,45	2,47	1,95	1,79	2,37
88	IPS	2,97	2,9	2,95	2,31	2,28	1,86	1,57	2,6
84	TDI	2,92	2,95	2,86	4,10	3,74	4,23	4,18	4,26
84	% PT	6,1	3	16,8	24,4	22	32	54	9,4
80	IDP	1,93	2,11	1,89	2,17	2,05	2,2	2,32	2,19
72	EPI-D	1,85	2,05	1,60	2,07	1,98	2,21	2,35	2,13
72	Rott-t	3,45	3,34	3,21	3,52	3,15	3,61	3,47	3,59
<70	TDIL	3,24	2,68	2,49	2,34	2,73	2,63	2,13	2,71

entre el fósforo y la producción primaria del fitoplancton no es directa. El fósforo incorporado desde la cuenca en una laguna clara es también asimilado por las macrófitas y el perifiton. De hecho, en primavera, la concentración de fósforo (PT) en La Rosita, duplicó los valores más altos registrados en Lacombe y esto no se reflejó en valores más elevados de clorofila fitoplanctónica, pero sí en pequeños aumentos de clorofila perifítica en sitios reparados de la laguna (Dos Santos *et al.*, 2006). Uniendo los conceptos de estado trófico y estados alternativos, la laguna Lacombe es manifiestamente eutrófica y turbia, en tanto que La Rosita podría considerarse como una laguna clara que varía entre estados de mesotrofia y eutrofia. Sin embargo, atendiendo a los niveles máximos registrados de fósforo total, ésta última laguna podría volverse eutrófica o hipereutrófica si algún factor (natural o antrópico) actuara eliminando completamente las macrófitas.

Desde el punto de vista estructural, el epifiton de la laguna Lacombe fue más complejo: presentó diversas especies de algas filamentosas que generaron una arquitectura en diferentes estratos en los cuales se observó epifitismo secundario y mayores valores de biomasa (clorofila *a*). Además, en cuanto a la composición de diatomeas, presentó varias especies exclusivas, valores de riqueza específica y genérica significativamente más

elevados, y mayor variabilidad a lo largo del tiempo tanto en los índices de diversidad como en los coeficientes de similitud. Por el contrario, la estructura del epifiton de La Rosita fue menos heterogénea espacialmente (ausencia de algas filamentosas de gran tamaño), menores valores de biomasa (clorofila *a*) y una flora de diatomeas menos diversa. Si bien el uso de la diversidad como un indicador del grado de perturbación en relación con la eutrofización ha sido cuestionado por Stevenson & Pan (1999) entre otros autores, el menor desarrollo de la comunidad epifítica podría indicar la presencia de algún estresor suficientemente potente como para afectarla, aunque el mismo no puede identificarse a partir de este estudio. Los índices bióticos en los cuales al menos el 70% de los taxa hallados tuvieron valor indicador diferenciaron ambas lagunas y muchos de ellos asignaron categorías de peor calidad del agua a la laguna La Rosita. Los índices menos sensibles para detectar diferencias entre lagunas fueron el IPS, el EPI-D, y el Rott-t.

Según la revisión de trabajos realizada por De Nicola & Kelly (2014) los índices basados en identificaciones a nivel de género funcionan tan bien como los realizados con identificaciones a nivel específico. En el presente trabajo, el 100% de los géneros hallados pudo ser utilizado en el cálculo del IDG y este índice representó una aproximación aceptable para identificar los casos más extremos, en forma coincidente con

el IPS y el TDI.

Muchos índices, entre ellos el IDP, evalúan en forma conjunta la influencia de los nutrientes y de la materia orgánica y, en consecuencia, las categorías de calidad del agua establecidas combinan información referida a la eutrofización y la saprobiedad. Por lo tanto, para distinguir el origen del impacto, son utilizados otros índices como el TDI y su %PT asociado, que permiten distinguir entre aportes de materia orgánica y de nutrientes (Kelly & Whitton, 1995). En el caso de las muestras de otoño en Lacombe, el alto %PT asociado al elevado valor de TDI, indica que posiblemente el origen de los nutrientes se relacione con un aporte de carga orgánica. Si bien en la zona aledaña a la laguna Lacombe se practicó agricultura durante el período de estudio, el muestreo de otoño coincidió con la cosecha de soja lo cual podría haber aportado restos de materia orgánica al cuerpo de agua.

El TDIL, a pesar de haber sido diseñado especialmente para lagos someros, no discriminó estados de calidad del agua distintos entre lagunas, ni las diferencias temporales halladas recurrentemente con los otros índices bióticos.

En conclusión, el TDI y el %PT asociado serían los que mejor diferencian la calidad del agua de las lagunas. Estos índices fueron diseñados para ríos de tierras bajas y naturalmente eutróficos, por lo que son aptos para detectar diferencias dentro de un gradiente relativamente elevado de eutrofia (Kelly & Whitton, 1995).

En general, hay consenso internacional en que los índices bióticos desarrollados para ríos pueden ser aplicados en lagos, e incluso en Estados Unidos se utilizan habitualmente como parte de los monitoreos de rutina los mismos índices en ambientes lóticos y lénticos (Kitner & Poulícková, 2003; Blanco *et al.*, 2004; Ács *et al.*, 2005; Cellamare *et al.*, 2012). Según Beese-Lototskaya *et al.* (2011), independientemente de que los índices hayan sido diseñados originalmente para ríos o lagos, los índices resultan confiables cuando más del 50% de las valvas y la mayor cantidad de taxa presentes en la muestra tienen valor indicador. Para los lagos someros pampeanos podrían ser aplicados en principio índices originados en ambientes lóticos, aunque se destaca la importancia de que los índices hayan sido diseñados para un rango de condiciones de moderada a elevada

trofia y que la mayor parte de los taxa presentes en las muestras se encuentren incluidos en los índices aplicados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue parcialmente subvencionado por CONICET (PIP 02216) y por La Universidad Nacional de La Plata (Proyecto N484 y N737).

REFERENCIAS

- Ács, É., Reskóné, N.M., Szabó, K., Taba, G. & Kiss, K. (2005). Application of epiphytic diatoms in water quality monitoring of Lake Velence –recommendations and assignments. *Acta Botanica Hungarica*, 47: 211-223.
- AENOR (2004). Norma española UNE-EN 13946-2004. Calidad del agua. Guía para el muestreo en rutina y el pretratamiento de diatomeas bentónicas de ríos, 24 pp.
- APHA, (1995). Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters. APHA/AWWA/WPCF, Washington, DC.
- Bauer, D.E., Gómez, N. & Hualde, P.R. (2007). Biofilms coating *Schoenoplectus californicus* as indicators of water quality in the Río de la Plata Estuary (Argentina) Environmental Monitoring and Assessment, 133: 309-320.
- Beese-Lototskaya, A., Verdonschot, P.F.M., Coste, M. & Van de Vijver, B. (2011). Evaluation of European diatom trophic indices. *Ecological Indicators*, 11: 456-467.
- Bennion, H., Kelly, M.G., Juggins, S., Yallop, M.L., Burgess, A., Jamieson, J. & Krokowski, J. (2014). Assessment of ecological status in UK lakes using benthic diatoms. *Freshwater Science*, 33: 639-654.
- Blanco, S., Ector, L. & Bécares, E. (2004). Epiphytic diatoms as water quality indicators in spanish shallow lakes. *Vie Milleu*, 54: 71-79.
- Cano, M.G. (2009). Fitoperifiton de un lago somero y su relación con los estados de biequilibrio. Tesis Doctoral. FCNyM. UNLP. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/27480>
- Cano, M.G., Casco, M.A., Solari, L.C., Mac Donagh, M.E., Gabellone, N.A., & Claps, M.C. (2008). Implications of rapid changes in chlorophyll *a* of plankton, epipelon and epiphyton in a pampean shallow lake: an

- interpretation in terms of a conceptual model. *Hydrobiologia*, 614: 33-45.
- Cano, M.G., Casco, M.A., & Claps, M.C. (2012).** Effect of environmental variables on epiphyton in a pampean lake with stable turbid- and clear-water states. *Aquatic Biology*, 15: 47-59.
- Cano, M.G., Casco, M.A. & Claps, M.C. (2013).** Vertical distribution of epiphyton biomass and diversity in a shallow lake during contrasting ecosystems regimes. *Aquatic Botany*, 110: 38-47.
- Cano, M.G., Casco, M.A. & Claps, M.C. (2016).** Epipelon dynamics in a shallow lake through a turbid- and a clear- water regime. *Journal of Limnology*, 75: 354-367.
- Casco, M.A., Mac Donagh, M.E., Cano, M.G., Solari, L.C., Claps, M.C. & Gabbellone, N.A. (2009).** Phytoplankton and epipelon responses to clear and turbid phases in a seepage lake (Buenos Aires, Argentina). *International Revue of Hydrobiologie*, 94: 153-168.
- Cellamare, M., Morin, S., Coste M. & Haury, J. (2012).** Ecological assessment of French Atlantic lakes based on phytoplankton, phytobenthos and macrophytes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 4685-4708.
- Conde, D., Bonilla, S., Aubriot, L., de León, R. & Pintos, W. (1999).** Comparison of the areal amount of chlorophyll a of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 408/409: 285-291.
- Coste, M. & Ayphassorho, H. (1991).** Etude de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques. Application des indices diatomiques au réseau. Cemagref Bordeaux. Agence de l'Eau Artois-Picardie. Rapport Convention d'étude N° 90, 227 p.
- Dell Uomo, A. & Torrisi, M. (2011).** The Eutrophication Pollution-Index-Diatom based (EPI-D) and three new related indices for monitoring rivers: The case study of the river Potenza (the Marches, Italy). *Plant Biosystems*, 145: 331-341.
- De Nicola, D. & Kelly, M. (2014).** Role of periphyton in ecological assessment of lakes. *Freshwater Science*, 33: 619-638.
- Descy, J.P. & Coste, M. (1991).** A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 24: 2112-2116.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W. (2008).** InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dos Santos, A., Cano, M.G. y Casco, M.A. (2008).** Contenido clorofílico del epifiton sobre *Scirpus californicus* en la laguna La Rosita (partido de Castelli). *Biología Acuática*, 24: 149-156.
- Giorgi, A. & Malacalza, L. (2002).** Effect of an industrial discharge on water quality and periphyton structure in a pampean stream. *Environmental Monitoring and Assessment*, 75: 107-119.
- Gómez, N. (1998).** Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water Research*, 32: 2029-2034.
- Gómez, N. (1999).** Epipellic diatoms of a high contaminated basin from Argentina (Matanza-Riachuelo river): biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2: 301-309.
- Gómez, N. & Licursi, M. (2001).** The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 5: 173-181.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). Censo 2010.** <http://www.indec.gov.ar/>
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Stortkjaer, O. & Olrik, K. (1990).** Fish biomanipulation as lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, 200/201: 219-227.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Meerhoff, M., Lauridsen, L. & Jensen, J.P. (2007).** Shallow lake restoration by nutrient loading reduction- some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia*, 584: 239-252.
- Kelly, M. & Whitton, B. (1995).** The trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7: 433-444.
- Kelly, M., Urbanic, G., Acs, E., Bennion,**

- H., Bertrin, V., Burgess, A., Denys, L., Gottschalk, S., Kahlert, M., Karjalainen, M.S., Kennedy, B., Kosi, G., Marchetto, A., Morin, S., Picinska-Fałtynowicz, J., Poikane, S., Rosebery, J., Schoenfelder, I., Schoenfelder, J. & Varbiro, G. (2014). Comparing aspirations: intercalibration of ecological status concepts across European lakes for littoral diatoms. *Hydrobiologia*, 734: 125-141.
- King, L. Clarke, G. Bennion, H., Kelly, M. & Yallop, M. (2006). Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *Journal of Applied Phycology*, 18: 15-25.
- Kitner, M. & Poulícková, A. (2003). Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509: 519-524.
- Lobo, E., Schuch, M., Heinrich, C., Costa, A., Düpont, A., Wetzel, C. & Ector, L. (2015). Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental Monitoring Assessment*, 187: 354-366.
- Lobo, E., Heinrich, C., Schuch, M., Düpont, A., Costa, A., Wetzel, C. & Ector, L. (2016). Índice trófico da qualidade da água: Guia ilustrado para sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros. Santa Cruz do Sul. EDUNISC. Recuperado en: <http://www.unisc.br/portal/pt/editora/e-books/428/indice-trofico-de-qualidade-da-agua-guia-ilustrado-para-sistemas-loticos-subtropicais-e-temperados-brasileiros.html>
- Lorenzen, C.J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments spectrometric equations. *Limnology & Oceanography*, 12: 343-346.
- Licursi, M. & Gómez, N. (2002). Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. *Annales de Limnologie*, 38: 109-118.
- Licursi, M. y Gómez, N. (2003). Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática*, 21: 31-49.
- Mac Donagh, M.E., Casco, M.A., Cano, M.G., Solari, L.C., Claps, M.C. y Gabellone, N.A. (2009). Fitoplancton, epipelón, materia orgánica y fósforo de una laguna arrea en relación con fases claras y turbias. *Biología Acuática*, 26: 133-142.
- Peckham, S.D., Chipman, J.W., Lillesand, T.M. & Dodson, S.I. (2006). Alternate stable states and the shape of lake trophic distribution. *Hydrobiologia*, 571: 401-407.
- Poulícková, A., Duchoslav, M. & Dokulil, M. (2004). Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. *European Journal of Phycology*, 39: 143-152.
- Rennella, A.M. & Quirós, R. (2006). The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia*, 556: 181-191.
- Quirós, R., Rennella, A., Boveri, M.B., Rosso, J.J. & Sosnovsky, A. (2002). Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Solari, L. & Mac Donagh, M.E. (2014). Lotic and lentic environments of the Pampean Plain. *Advances in Limnology*, 65: 143-165.
- Sosnovsky, A. y Quirós, R. (2006). El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. *Ecología Austral*, 16: 115-124.
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall. London. 357 pp.
- Stenger-Kovács, C., Buczkó, K., Hajnal, É. & Padišák, J. (2007). Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia*, 589: 141-154.
- Stevenson, R.J., Pan, Y. & Van Dam, H. (1999). Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: Smol, J.P. & Stoermer, E.F. (Eds). *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge. 2da ed.
- Varela, M. (1981). El problema de la determinación de clorofila a en el fitomicrobentos: discusión sobre la metodología. *Oecologia Aquatica*, 5: 7-19.
- Washington, H.G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18: 653-694.
- Wetzel, R.G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press. 1006 pp.