

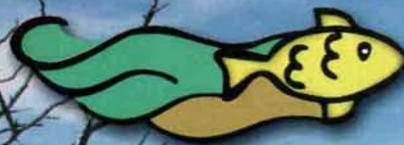
# BIOLOGÍA ACUÁTICA

Volumen Nº 27

2012

Trabajos completos del  
**VI Congreso de Ecología y  
Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos**

Santa Rosa - La Pampa  
2010



**Editores:**  
Santiago Echaniz  
Alicia Vignatti

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"  
**CONICET - UNLP**

# Biología Acuática

Trabajos completos presentados en el  
VI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas  
Acuáticos Pampeanos  
*Santa Rosa, La Pampa, diciembre de 2010*

Editores  
Santiago A. Echaniz  
Alicia M. Vignatti

Instituto de Limnología de La Plata  
“Dr. Raúl A. Ringuelet”- CONICET-UNLP

## Comisión Evaluadora

Dra. María Eugenia del R. Llames

MSc. Fabián Grosman

Dr. Miguel Mancini

Dra. Melina Devercelli

Dra. Luciana Montalto

Dra. Alicia Escalante

Dr. Adonis Giorgi

Dra. Susana José de Paggi

Dr. Horacio Zagarese

MSc. Ana M. Oberto

Dr. Carlos Bonetto

Dra. Romina E. Príncipe

Dra. Ana Torremorell

Dra. Claudia Feijoó

Dra. Alcira Villagra de Gamundi

Dra. Andrea Lopez Cazorla

Dra. Cristina Mabel Gualdoni

Dra. María Cristina Claps

## Índice

- 1 **Avigliano, E.; Tombari, A. y Volpedo, A.**  
¿El otolito de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), refleja el estrés ambiental? ..... 9
- 2 **Bazán, G. I.; Dalmaso, M. G.; Álvarez, S. B. y Martínez de Fabricius, A. L.**  
Contribución al conocimiento ficológico y calidad de agua  
de la laguna La Arocena (provincia de La Pampa, Argentina)..... 17
- 3 **Benítez, H. H. y Claps, M. C.**  
Estudio de migraciones del zooplancton en un lago  
somero: desarrollo de una nueva metodología a campo ..... 29
- 4 **Biasotti, A. E.; Álvarez, S. B. y Martínez de Fabricius, A. L.**  
Estudio taxonómico preliminar de la ficoflora planctónica  
en la zona aluvial del río Colorado (La Pampa, Argentina) ..... 43
- 5 **Bohn, V. Y.; Piccolo, M. C.; Perillo, G. M.; Pratolongo, P. D. y Fornerón, C. F.**  
Caracterización óptica de las lagunas Sauce Grande  
y Chasicó (provincia de Buenos Aires)..... 51
- 6 **Bustingorry, J. F.; Escaray, R. U. y Conzonno, V. H.**  
Cambio puntual de la calidad de agua en la laguna  
Chascomús durante la inundación 2001-2002. “efecto Moisés” ..... 61
- 7 **Díaz, O.; Colasurdo, V.; Guzmán, L.; Grosman, F. y Sanzano, P.**  
Aspectos preliminares de la calidad del agua del arroyo  
Tapalqué en la ciudad de Olavarría, provincia de Buenos Aires ..... 71
- 8 **Dos Santos, A.; Casco, M. A. y Claps, M. C.**  
Microfitobenton del canal Mercante en dos condiciones hidrológicas..... 81
- 9 **Echaniz, S. A.; Vignatti, A. M.; Pilati, A. y Kissner, S.**  
Cambios en la diversidad y variación interanual de la  
abundancia del zooplancton de un lago somero urbano de La Pampa ..... 97

- 10 **Feijoó, C.; Gantes, P.; Giorgi, A.; Rosso, J. J. y Zunino, E.**  
Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano  
y su relación con las comunidades de macrófitas y peces ..... 113
- 11 **Ferrer, N. C.; Cony, N. L.; Fornerón, C. F. y Piccolo, M. C.**  
Caracterización del fitoplancton y estado trófico de la laguna  
Sauce Grande (provincia de Buenos Aires, Argentina) en el otoño de 2010 ..... 129
- 12 **Galea, M. J.; Álvarez, S. B.; Bazán, G. I. y Martínez de Fabricius, A. L.**  
Lista taxonómica preliminar del fitoplancton del río Colorado  
en Villa Vieja, (departamento Puelén, La Pampa, Argentina) ..... 143
- 13 **Llamazares Vegh, S.; Villatarco Vázquez, A. P.; Kunert, M. C. y Tombari, A. D.**  
Diversidad de vertebrados acuáticos de tres humedales  
urbanos de la ciudad de Buenos Aires ..... 149
- 14 **Mancini, M.; Morra, G. y Salinas, V.**  
Características limnológicas y estructura de la ictiofauna  
de una laguna asociada al río Quinto (Córdoba, Argentina). ..... 163
- 15 **Mancini, M.; Crichigno, S.; Ortiz, M. y Haro, J. G.**  
Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos.  
El caso del lago Villa Dalcar (Córdoba, Argentina) ..... 175
- 16 **Sánchez Caro, A.; Giorgi, A.; Doyle, S. y Piccinini, M.**  
La calidad del agua del río Luján (Buenos Aires) y el  
potencial aporte del biofilm para su evaluación ..... 191
- 17 **Schwerdt, M. y López Cazorla, A.**  
Resultado de diferentes medidas de manejo tendientes a optimizar la  
pesquería de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en la laguna Cochicó, Argentina ..... 209
- 18 **Vignatti, A. M.; Paggi, J. C.; Echaniz, S. A. y Cabrera, G.**  
Tolerancia a la salinidad de dos cladóceros halófilos autóctonos:  
*Daphnia menucoensis* y *Moina eugeniae* (Artropoda, Crustacea) ..... 219

## ¿EL OTOLITO DE PEJERREY (*Odontesthes bonariensis*), REFLEJA EL ESTRÉS AMBIENTAL?

E. Avigliano<sup>1,2</sup>, A. Tombari<sup>3</sup> y A. Volpedo<sup>1,2</sup>

1. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua, Facultad de Ciencias Veterinarias, UBA. Av. Chorroarín 280 (C1427CWO), CABA.
2. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).
3. Laboratorio de Biodiversidad de Vertebrados Acuáticos, Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UBA. Intendente Güiraldes 2160, (C1428CWO), CABA.  
*estebanavigliano@conicet.gov.ar*  
*avolpedo@fvvet.uba.ar*

**ABSTRACT.** It has been proven that otoliths reflect morphology, morphometry and chemical composition of the environment that fish frequent. However, it has not been established if extreme environmental changes can be reflected by such structure. In this study, we analyze the morphology and morphometry of otolith *sagitta* of silverside (*Odontesthes bonariensis*) living in a setting that shows important environmental changes as Chasicó lake in Buenos Aires province (38°37.380'S- 63°4.735'W). We compared physicochemical parameters of water (pH, conductivity, ion concentration Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> y Cl<sup>-</sup>) measured in the lake in 2010 with bibliographic data of 1999, 2003 and 2004 and different morphometric variables of silverside otoliths captured in 1998 and in 2010. The ion concentration of Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> y Cl<sup>-</sup> increased between 11% and 90% in the period 1999-2010; the lake reduced its surface 20% in conjunction with a decrease in precipitations. We observed alterations in the distinctive morphological otolith pattern in about 18% of the individuals sampled, like irregular edges and perforations. We found a smaller width-length relation of the otolith for the year 2010 thus, indicating a decrease in its circularity. These morphological variations could be provoked by alterations in calcium carbonate deposition related to an increase in salinity and conductivity due to reduction in the surface of the lake. In conclusion, this study would indicate that morphology and morphometry of otoliths reflect environmental stress.

**KEY WORDS:** Otolith, *Odontesthes bonariensis*, environmental stress, Chasicó lake.

**PALABRAS CLAVE:** Otolito, *Odontesthes bonariensis*, estrés ambiental, laguna Chasicó.

### INTRODUCCIÓN

Los otolitos de los peces teleósteos son cuerpos policristalinos compuestos principalmente por carbonato de calcio precipitado en forma de aragonita y pequeñas cantidades de otros minerales inmersos dentro de una matriz orgánica (Gauldie, 1993; Campana, 1999). El agregado de calcio es un proceso

extracelular que se encontraría regulado hormonalmente e influenciado por variaciones en la temperatura ambiental (Morales-Nin, 1998). Los otolitos poseen una morfología específica para cada especie (Hecht, 1987; Volpedo & Echeverría, 1997; Tombari *et al.*, 2000; Tuset *et al.*, 2008) y son conservativas, ya que el material que los compone no se reabsorbe ni altera (Casselmann, 1987).

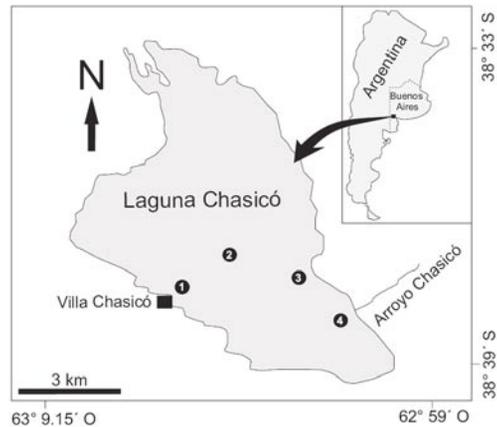
En años recientes se comprobó que los otolitos reflejan en su morfología, morfometría y en algunos casos en su composición química, el ambiente que los peces frecuentan (Lombarte & Cruz, 2007; Ma *et al.*, 2008; Volpedo *et al.*, 2008; Volpedo & Fuchs, 2010). Sin embargo aún no se ha establecido si los cambios ambientales sustanciales (salinidad y superficie del cuerpo de agua por ejemplo) pueden ser reflejados por esta estructura. En este contexto se analizó la morfología y morfometría del otolito *sagitta* del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en un medio que presentó cambios ambientales importantes como es la laguna Chasicó en la Provincia de Buenos Aires.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El cuerpo de agua seleccionado para este estudio es la laguna Chasicó, ya que presenta importantes variaciones de salinidad/conductividad y de superficie relacionadas a las precipitaciones locales y tal vez al fenómeno del niño, aunque esto último no está del todo claro (Kopprio *et al.*, 2010). La laguna está localizada en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina), en una zona de transición entre la región Pampeana y la Patagonia ( $38^{\circ}37.380'S$ -  $63^{\circ}4.735'O$ ) (Fig. 1). Es el cuerpo de agua léntico con menor elevación respecto del nivel del mar (-20 m) de Sudamérica y pertenece a un sistema endorreico con un solo afluente, el arroyo Chasicó. La laguna presenta ciclos de sequías e inundaciones. Kopprio y colaboradores (2010), han señalado que en el año 1963 era prácticamente una salina con 3100 ha y una salinidad cercana a 100 g/L, mientras que en 1980, debido a una gran crecida, incrementó su superficie hasta alcanzar 12000 ha y redujo su salinidad a 20 g/L. En los últimos 2 años, nuestro equipo de trabajo ha observado

una disminución de la superficie del cuerpo de agua a menos de 7000 ha y una salinidad aproximada de 27 g/L. Este cuerpo de agua posee una importante población de pejerreyes, la cual habría ingresado a la laguna posiblemente durante una de las grandes crecidas a través de su único afluente, el arroyo Chasicó (Tsuzuki *et al.*, 2000; Kopprio *et al.*, 2010). Esta población de peces se sustenta por la importante oferta alimenticia de zooplancton presente que le permite mantener biomásas superiores a 27 kg/ha y un potencial extraíble (longitud mayor a 245 mm) de 36 toneladas anuales o 4,95 kg/ha/año (Berasain *et al.*, 2007).



**Figura 1.** Ubicación geográfica de la laguna Chasicó. Los números indican los sitios donde se colectaron las muestras de agua y se capturaron los peces en el año 2010.

### Morfología y morfometría de los otolitos

Se capturaron 46 ejemplares en agosto de 2010 mediante pesca embarcada con caña de acuerdo a la normativa vigente. Se registró la longitud total (LT) en mm de los ejemplares.

Los otolitos se extrajeron, ilustraron y fotografiaron. Se registraron los siguientes caracteres morfométricos sobre las imágenes de los otolitos *sagittae* derechos, ya que no existen diferencias morfométricas significativas entre el par (Tombari, 2008): largo de otolito (LO),

ancho del otolito (AO), área del *sulcus* (AS) y área del otolito (AT) con un microscopio estereoscópico con error menor a 0,01 mm, y con un programa de análisis de imágenes (ImagenPro®). Se calcularon los siguientes índices: largo del otolito/talla del pez (LO/LT), ancho del otolito/talla (AO/LT), ancho/largo del otolito (AO/LO), que determina la tendencia a la circularidad en la forma del otolito (Volpedo *et al.*, 2008) y área del *sulcus*/área total (AS/AT), que representa la superficie relativa del *sulcus* (estructura asociada a la superficie de contacto de la mácula nerviosa).

Las relaciones morfométricas entre las dimensiones del otolito y la talla del pez obtenidas para los ejemplares capturados en 2010 se compararon mediante ANCOVA (Zar, 1999) con relaciones calculadas para otolitos de pejerreyes de la laguna Chasicó capturados en agosto de 1998 (N=21), que se encuentran depositados en la colección de otolitos de la Universidad de Buenos Aires (COLV-UBA). Se verificaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad respectivamente (Sokal & Rohlf, 1995; Zar, 1999).

#### Parámetros físico-químicos del agua

En agosto de 2010 se colectaron 4 muestras de agua de la laguna y se registró *in situ*

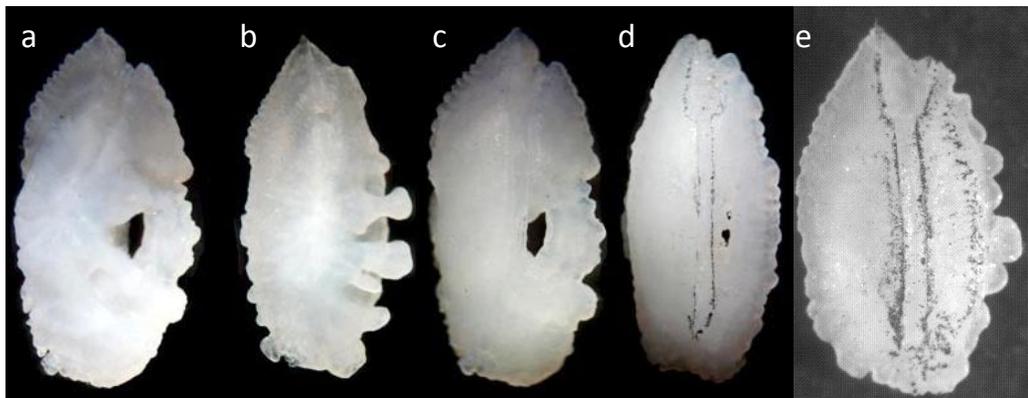
la temperatura, el pH y la conductividad (CON) mediante equipos Hanna HI9025, Hanna HI9033W y HI9142. Los sólidos totales disueltos (STD) se estimaron mediante la ecuación  $STD = CON * 0,7$ . La dureza total y los cloruros totales se determinaron utilizando métodos estandarizados (APHA, 1993). Los valores de los parámetros físico-químicos del agua estudiados se compararon con los presentes en la literatura para el mes de agosto de 1999 (Lenicov *et al.*, 1999) y el período 2003-2004 (Torres, 2009).

## RESULTADOS

### Morfología y morfometría de los otolitos

Se observan alteraciones en el patrón morfológico distintivo de la especie en aproximadamente 18% de los ejemplares. Dichas alteraciones se presentan en la cara interna y externa, diferenciándose del patrón específico de la especie (Fig. 2) para la laguna de Chasicó.

Las alteraciones morfológicas observadas consistieron en la presencia de concreciones calcáreas distribuidas heterogéneamente, particularmente en la cara dorsal del otolito (Fig. 2, a y b). En algunos casos, estas conspicuas concreciones dejan espacios en el oto-



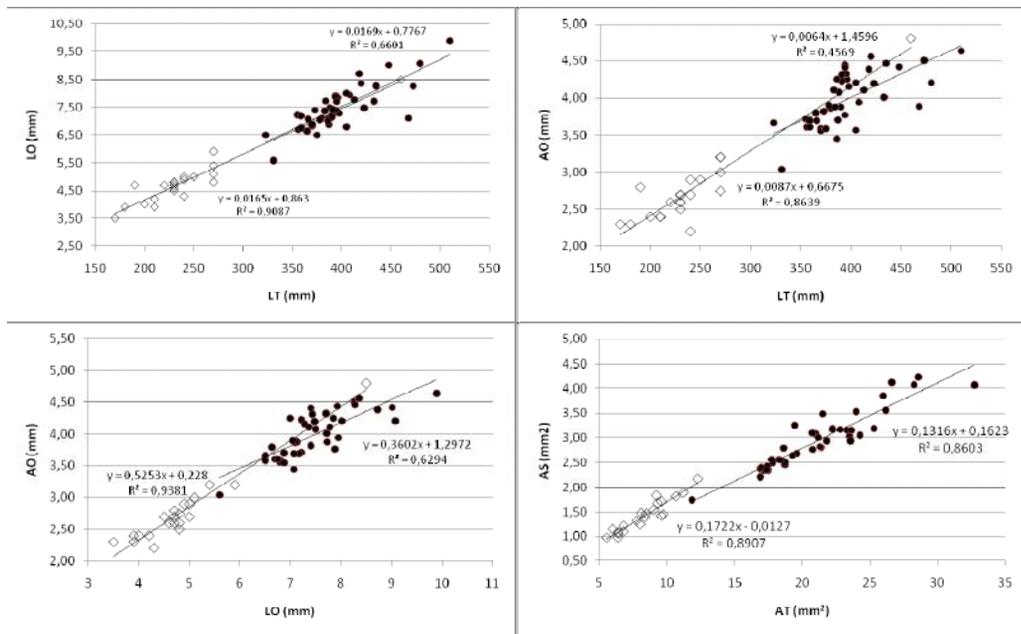
**Figura 2.** Morfología de otolitos *sagittae* de distintos ejemplares de pejerrey (A = 22X). a-d; otolitos con alteraciones morfológicas de la laguna Chasicó (2010): a y b, cara externa, c y d, cara interna. e; patrón morfológico típico del otolito del pejerrey de Chasicó (1998).

lito formando orificios que conectan la cara externa con la interna (Fig. 2, a y c).

Las variables LO/LT, AO/LT, AO/LO y AS/AT presentaron una relación lineal ( $y=ax+b$ ) significativa ( $p<0,0001$ ) (Fig. 3 y Tabla 1). Se hallaron diferencias significativas entre las pendientes de la relación AO/LO de los ejemplares capturados en 2010 con respecto a los de 1998 (Tabla 1), pero el resto de relaciones estudiadas no presentó diferencias entre las pendientes. Analizando las ordenadas al origen de todas las relaciones se observa que las mismas presentan diferencias significativas (Tabla 1).

**Parámetros físico-químicos del agua**

Los parámetros que presentaron mayor variación entre los periodos estudiados fueron la conductividad y los sólidos totales disueltos. La concentración del ion  $Ca^{2+}$  se incrementó en un 24% en 2005 respecto del año 1999, mientras que en 2010 se observaron valores ligeramente superiores a 1999 (Tabla 2). Sin embargo, se produjo un incremento de la concentración del ion  $Ca^{2+}$  del 60% en 2004 respecto del año 2003. Si bien el ion  $Mg^{2+}$  se mantuvo relativamente constante en el periodo 2003-2004, en 2010 se incrementó



**Figura 3.** Relaciones lineales entre las variables LO/LT (a), AO/LT (b), AO/LO (c) y AS/AT (d) en los diferentes periodos estudiados ( $p<0,0001$ ),  $N_{(1998)}=21$  y  $N_{(2010)}=46$ .

**Tabla 1.** Resultados del ANCOVA entre los parámetros de las rectas de regresión de las relaciones morfométricas de los otolitos de 1998 y 2010. a: pendiente, b: ordenada al origen, \* diferencias significativas ( $p<0,05$ ).

|       | a     |       |        | b      |       |         |
|-------|-------|-------|--------|--------|-------|---------|
|       | 1998  | 2010  | p      | 1998   | 2010  | p       |
| LO/LT | 0,160 | 0,160 | 0,870  | 0,860  | 0,770 | <0,001* |
| AO/LT | 0,087 | 0,063 | 0,098  | 0,660  | 1,450 | <0,001* |
| AO/LO | 0,520 | 0,360 | 0,006* | 0,220  | 1,290 | <0,001* |
| AS/AT | 0,170 | 0,130 | 0,090  | -0,010 | 0,160 | <0,001* |

en un 90% respecto del año 1999. El ion Cl<sup>-</sup> también se mantuvo relativamente constante en el periodo 2003-2004, pero se incrementó un 30% en 2010 respecto del año 1999.

Por otro lado la superficie de la laguna disminuyó un 20% aproximadamente desde el periodo 2003-2004 al año 2010 (Tabla 2), coincidiendo con la disminución de las precipitaciones, ya que durante el periodo 2003-2004 estuvieron entre 590 a 950 mm y en 2010 en 468 mm según la base de datos del Servicio Meteorológico Nacional (estación meteorológica N° 221 38°23.011'S - 63°14.838'O, 2000-2010).

teraciones en la deposición de carbonato de calcio que posiblemente estén relacionadas con el estrés causado, al menos en parte, por el importante cambio que sufrió la laguna en la última década, dado principalmente por el incremento de la conductividad (y por ende salinidad) y por la reducción de la superficie del espejo de agua.

Las variaciones morfométricas se reflejan en la relación AO/LO, la cual tuvo un valor menor para el año 2010 comparativamente con la determinada para los otolitos de los ejemplares capturados en 1998, lo que indicaría la disminución en la circularidad

**Tabla 2.** Comparación de los parámetros fisicoquímicos del agua de la laguna Chasicó. (1) Extraído de Lenicov et al. (1999) y (2) Extraído de Torres (2009).

|                          | 1999 <sup>1</sup> | 2003 <sup>2</sup> | 2004 <sup>2</sup> | 2010  |
|--------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------|
| pH                       | 8,84              | 8,64              | 8,7               | 8,75  |
| Salinidad (g/L)          | -                 | 16,48             | 18,9              | 27,16 |
| Conductividad (mS/cm)    | 30                | 25,2              | 27                | 38,80 |
| Cl <sup>-</sup> (meq/L)  | 296               | 244,8             | 248,1             | 383   |
| Ca <sup>2+</sup> (meq/L) | 4,2               | 3,2               | 5,2               | 4,68  |
| Mg <sup>2+</sup> (meq/L) | 26                | 40                | 38,1              | 49,42 |
| Superficie (ha)          | -                 | 8500              | 8000              | 6820  |

## DISCUSIÓN

Se han observados malformaciones y cambios en la química de los otolitos de otros taxa (Brown & Severin, 1999; Sweeting et al., 2004; Ma et al., 2008). Ma et al. (2008) describen otolitos de *Plecoglossus altivelis* anormales prácticamente translúcidos y con bordes irregulares, lo que asociaron al reemplazo de vaterita por aragonita, causada, en principio, por el estrés que sufren estos peces al migrar del agua salada a la dulce. En la laguna Chasicó, la morfología y morfometría de los otolitos de los pejerreyes, reflejarían los cambios en los parámetros físico-químicos del agua. Dichas variaciones morfológicas podrían ser producidas por al-

del otolito. Dichos cambios podrían estar asociados a las variaciones diferenciales en la precipitación del carbonato de calcio, el cual se depositaría en mayor medida en el eje longitudinal de la *sagitta*. Además, hay que considerar que también puede haber en el presente una población de pejerreyes de origen mixto, producto de la entrada de especímenes desde otros cuerpos de agua por medio del arroyo Chasicó en el periodo de inundaciones (Tsuzuki et al., 2000; Kopprio et al., 2010) y del aporte de ejemplares de la piscicultura local (obs. personal). El crecimiento del otolito, en relación a las otras variables morfométricas estudiadas (LO/LT, AO/LT y AS/AT) no evidenció relevantes diferencias por lo que esta característica estaría

regulada por factores endócrinos propios de la especie que serían conservativos a lo largo del tiempo.

En la última década se redujo la superficie de la laguna de Chasicó sustancialmente, situación que provocó el incremento de la salinidad y de la concentración de los iones  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  y  $Cl^-$ . Si bien la población de pejerrey no habría disminuido su abundancia (Berasain *et al.*, 2007), se observaron anomalías a nivel de la morfología del otolito *sagitta* (en un valor próximo al 20%) y cambios estadísticamente significativos en cuanto a los índices morfométricos estudiados. Esto parecería indicar que la morfología y morfometría de los otolitos refleja en parte el estrés ambiental. Por este motivo, concluimos que este tipo de estudios contribuye a generar conocimiento que constituye una herramienta potencial en la evaluación del estrés ambiental, con vistas a un manejo sustentable de los recursos pesqueros, en particular, en los futuros escenarios relacionados al cambio climático que se pronostica para la zona de estudio.

### AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Buenos Aires (FVET y FCEN), a CONICET y a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica por el financiamiento de este trabajo. Al establecimiento Chapalco Ray por el apoyo logístico. A la Vet. L. Puntoriero por la determinación de los iones mayoritarios en las muestras de agua. A los anónimos revisores por sus valiosos comentarios.

### BIBLIOGRAFÍA

- APHA. 1993. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. 17<sup>a</sup> ed. Edic. Díaz de Santos S. A.
- Berasain, G., F. Argemi y D. Padín. 2007. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Dirección de Desarrollo Pesquero, Ministerio de Asuntos Agrarios, Provincia de Buenos Aires. Inf. Técnico N° 18, 20 pp.
- Brown, R. y K. Severin. 1999. Elemental distribution within polymorphic inconnu (*Stenodus leucichthys*) otoliths is affected by crystal structure. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 56:1898-903.
- Campana, S. E. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. Marine Ecology Progress Series, 188: 263-297.
- Casselman, J. M. 1987. Growth and relative size of calcified structures of fish. Transactions of the American Fisheries Society, 119: 673-688.
- Gauldie, R. W. 1993. Polymorphic crystalline structure of fish otoliths. Journal of morphology, 218: 1-28.
- Hecht, T. 1987. A guide to the otoliths of Southern Ocean fishes. South African Journal of Antarctic Research, 17(1): 2-86.
- Kopprio, G. A., R. H., Freije, C. A. Strüssmann, G. Kattner, M. S. Hoffmeyer, C. A. Popovich y R. J. Lara. 2010. Vulnerability of pejerrey *Odontesthes bonariensis* populations to climate change in pampean lakes of Argentina. Journal of Fish Biology, 77: 1856-1866
- Lenicov, M. R., G. D. Toffani, N. R. Vanzato, G. Berasain y D. C. Colautti. 1999. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Dirección de Desarrollo Pesquero, Ministerio de Asuntos Agrarios, Provincia de Buenos Aires. Inf. Técnico N° 21, 18 pp.
- Lombarte, A. y A. Cruz. 2007. Otolith size trends in marine fish communities from different depth strata. Journal of Fish Biology, 71 (1): 53-76.
- Ma, T., M. Kuroki, M. J. Miller, R. Ishida y K. Tsukamoto. 2008. Morphology and microchemistry of abnormal otoliths

- in the ayu, *Plecoglossus altivelis*. Environmental Biology of Fishes, 83: 155-167.
- Morales-Nin, B. Y. O.** 1998. Daily increments in otoliths: endogenous and exogenous growth regulation. 2<sup>nd</sup> International Symposium on Fish Otolith Research and Application Radisson SAS Royal Bryggen, Bergen, 5 pp.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf.** 1995. Biometry: The principles and practice of statistics in biological research. 3<sup>o</sup> ed., W. H. Freeman and Company, 887 pp.
- Sweeting, R. M., R. J. Beamish y C. M. Neville.** 2004. Crystalline otoliths in teleosts: comparisons between hatchery and wild coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in the Strait of Georgia. Reviews of Fish Biology and Fisheries, 14:361-369.
- Tombari, A.** 2008. Sistemática de Atherinopsidae de la República Argentina, utilizando caracteres morfológicos con énfasis en el otolito *sagitta*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina, 152 pp.
- Tombari, A., A. V. Volpedo y D. D. Echeverría.** 2000. Patrones morfológicos en la *sagitta* de peces (Atherinidae: *Odontesthes*) de Argentina. Revista de Ciencias del Mar Thalassas, 16: 11-19.
- Torres, N.** 2009. Evaluación de la calidad del agua de los recursos hídricos superficiales de la cuenca del arroyo Chasicó; Sudoeste bonaerense. Seminario de procesos fundamentales físico-químicos y microbiológicos, especialización y maestría en medio ambiente, laboratorio de química F.R. Bahía Blanca, U.T.N., 18 pp.
- Tsuzuki, M., H. Aikawa, C. Strüssmann y F. Takashima.** 2000. Comparative survival and growth of embryos, larvae, and juveniles of pejerrey *Odontesthes bonariensis* and *O. hatcheri* at different salinities. Journal of Applied Ichthyology, 16: 126-130.
- Tuset, V. M., A. Lombarte y A. C. Assis.** 2008. Otolith atlas for the Western Mediterranean, North and central eastern Atlantic. Scientia Marina, 72(1): 7-198.
- Volpedo, A. V. y D. D. Echeverría.** 1997. Morfología de las *sagittae* de lenguados del Mar Argentino (*Botbidae*, *Paralichthyidae* y *Achiropssettidae*). Revista de Ciencias del Mar Thalassas, 13: 113-126.
- Volpedo, A., A. Tombari y D. D. Echeverría.** 2008. Ecomorphological patterns in otoliths of Antarctic fish. Polar Biology, 31(5): 635-640.
- Volpedo, A. V. y D. V. Fuchs.** 2010. Ecomorphological patterns of the *lapilli* of Paranoplatense Siluriforms (South America). Fisheries Research, 102: 160-165.
- Zar, J. H.** 1999. Biostatistical Analysis. Fourth Edition. Prentice Hall, 929 pp.



## CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO FICOLÓGICO Y CALIDAD DE AGUA DE LA LAGUNA LA AROCENA (PCIA. DE LA PAMPA, ARGENTINA)

G. I. Bazán<sup>1</sup>, M. G. Dalmaso<sup>1</sup>, S. B. Álvarez<sup>1</sup> y A. L. Martínez de Fabricius<sup>2</sup>

1. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam. Uruguay 151 (6300) Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

2. Facultad de Ciencias Exactas, Físico Químicas y Naturales, UNRC. Ruta Nacional 36 Km. 601 (5800) Río Cuarto, Córdoba, Argentina.  
*gibazan@cpenet.com.ar*

**ABSTRACT.** This work is part of an overall project that includes the study of the dynamics of algae in aquatic ecosystems in the province of La Pampa (Argentina). The aim of this contribution is to cite the species recorded for the Arocena and determine the saprobic and water quality of the lake. From October 2006 to August 2007 these were seasonal sampled in the Arocena shallow lake (Maracó Department), La Pampa. The samples were collected at six prefixed sites with phytoplankton net opening of 25 microns mesh. The physico-chemical variables (T °C, pH, conductivity, nitrites, nitrates, dissolved oxygen, among others) were obtained using portable sensors and subsequent laboratory techniques. These parameters provided an autecological characterization of the species studied and some of them extended the range of tolerance to the literature. Of all the species listed (251), 40% were *Chlorophyceae*, 32% *Bacillariophyceae*, 22% *Cyanophyceae*, *Euglenophyceae* 3.5% and 2.5% remaining *Chrysophyceae*, *Xanthophyceae*, *Cryptophyceae* and *Dinophyceae*. The determined state was  $\beta$  mesosaprobic and the water quality was  $\alpha$  mesosaprobic.

**KEY WORDS:** phytoplankton, shallow lakes, water quality.

**PALABRAS CLAVE:** fitoplancton, lagunas, calidad de agua.

### INTRODUCCIÓN

La provincia de La Pampa, ubicada en el sudoeste de la región de las grandes llanuras, se caracteriza por el predominio de condiciones de aridez y semiaridez crecientes hacia el oeste, siguiendo un gradiente de precipitaciones anuales que va desde 700 mm al noreste hasta 300 mm al oeste (Roberto *et al.*, 1994).

Los humedales pampeanos del noreste se asientan sobre suelos con un alto potencial productivo y en condiciones naturales, manifiestan gran diversidad biológica dominada, en grado variable, por

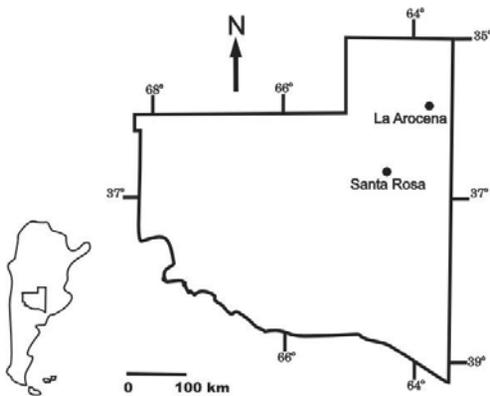
el fitoplancton. Las comunidades de algas y en particular las poblaciones de *Cyanophyceae*, *Chlorophyceae* y *Bacillariophyceae* ocupan un amplio rango de hábitats.

El grupo de las lagunas de las planicies herbáceas, en la que se incluye a La Arocena, se caracterizan por ser poco profundas y de reducida extensión, rodeadas por cultivos y que evolucionan a procesos de extinción (Medus *et al.*, 1982).

El objetivo de la presente contribución es dar a conocer las especies fitoplanctónicas registradas en la laguna La Arocena, el nivel saprobico y la calidad del agua durante un ciclo anual.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La laguna La Arocena, en la provincia de La Pampa, se encuentra ubicada entre las coordenadas geográficas  $63^{\circ} 42'$  long. W;  $35^{\circ} 41'$  lat. S y a 150 msnm (Fig. 1); originalmente alcanzó una superficie de 150 ha y en la actualidad cubre una extensión aproximada de 70 ha (Fig. 2).



**Figura 1.** Ubicación geográfica de la Laguna La Arocena, Provincia de La Pampa.



**Figura 2.** Laguna La Arocena (según Echaniz, 2010). Sitios de muestreo.

Durante el período comprendido entre octubre de 2006 y agosto de 2007 se realizaron muestreos estacionales en seis sectores de la laguna, colectando un total de 121 muestras, 69 biológicas y 52 para el registro de los parámetros físico-químicos. Las muestras de plancton se obtuvieron con red de  $25 \mu\text{m}$  de abertura de malla.

En cada sitio de muestreo se registraron  $T^{\circ}$  del agua y del aire, pH, conductividad, concentración de oxígeno disuelto (OD), transparencia del agua y se tomaron muestras para la determinación en laboratorio del residuo seco (a  $105^{\circ}\text{C}$ ) y las concentraciones de nitratos y nitritos, entre otras variables.

Para la identificación taxonómica se consultaron las floras estándar de Hustedt (1930), Geitler (1932), Desikachary (1959); Starmach (1966), Patrick & Reimer (1966, 1975); Prescott (1951); Komárek & Fott (1983); Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991); Tell & Conforti (1986); Komárek & Anagnostidis (1986, 1989, 1999; 2005); Anagnostidis & Komárek (1988, 1990); así como trabajos específicos de autores varios. En la distribución geográfica se utilizaron los catálogos de Tell (1985), del Giorgio (1988) y Vouilloud (2003).

Para la categorización de la salud biológica de la laguna La Arocena se aplicó el método de los saprobios de Pantle & Buck (Schwoerbel, 1975). El grado saprobico se determinó mediante el cálculo de la frecuencia de cada especie y la valencia saprobica de cada una de ellas, obtenida mediante investigaciones propias y comparaciones con datos físico-químicos y bibliográficos existentes

(Sladeczek, 1973; Schwoerbel, 1975; Bellinger & Sigee, 2010).

Estos datos se incorporaron a la fórmula propuesta, obteniéndose el valor de saprobiedad durante el ciclo anual.

$$S = \sum (s \times h) / \sum h$$

Donde:

s= valor saprobico

h= frecuencia

Para determinar la calidad del agua (ICA) de la laguna La Arocena, se aplicó el índice de Sladeczek (1984, 1986), que contempla el grado de eurioicidad del taxón.

$$S(ICA) = \sum (s.h.g) / \sum s.h$$

Donde:

s= valencia saprobica (0-4) estima el grado de tolerancia a la polución orgánica.

h= estimación de la frecuencia o abundancia del taxón.

g= valor indicador de la especie (entre 0-5), valora el grado de eurioicidad del taxón.

## RESULTADOS

Entre las variables físico-químicas registradas, la temperatura del agua varió entre 10 y 35 °C en todas las estaciones de muestreo, el pH mostró valores relativamente alcalinos, entre 7,34 en la estación Norte y 8,45 en el Este. Los valores de conductividad oscilaron entre 114  $\mu$ S/cm en la estación Sur y 470  $\mu$ S/cm en la estación Este. El residuo seco mínimo determinado para las estaciones Norte y Sur fue de 100 mg/l, mientras que en el Canal alcanzó el valor máximo de 426 mg/l (Tabla 1).

Respecto a los nitratos, la menor concentración se presentó en la estación Oeste con 5,0 mg/l y el registro máximo en la estación Centro con 64,0 mg/l. Los nitritos determinados en la estación Oeste alcanzaron 0,028 mg/l y en la estación Canal alcanzaron el valor máximo de 0,558 mg/l. Los sólidos sedimentables variaron entre 0,1 y 0,5 mg/l en las diversas estaciones (Tabla 1).

La profundidad de lectura del disco de Secchi osciló entre 10 cm en las estacio-

Tabla 1. Parámetros físico químicos determinados en la laguna La Arocena en el período 2006-2007.

| Estación                       | Norte      | Sur         | Oeste       | Este       | Centro      | Canal      |
|--------------------------------|------------|-------------|-------------|------------|-------------|------------|
| T °C del agua                  | 11-34      | 12-35       | 10-35       | 11-34      | 11-34       | 12,5-35    |
| pH                             | 7,34-8,40  | 8,11-8,37   | 7,97-8,3    | 8,02-8,45  | 8,07-8,2    | 7,45-8,23  |
| Conductividad<br>( $\mu$ S/cm) | 170-310    | 114-270     | 224-290     | 150-470    | 180-390     | 200-444    |
| Residuo Seco<br>(105°C)        | 100-279    | 100-265     | 180-251     | 150-370    | 142-271     | 150-426    |
| Nitratos (mg/l)                | 7-62,6     | 7-34,5      | 5-41,9      | 7-53,3     | 6-64        | 6-44       |
| Nitritos (mg/l)                | 0,058-0,18 | 0,047-0,083 | 0,028-0,085 | 0,05-0,114 | 0,048-0,118 | 0,03-0,558 |
| Sólidos Sedi-<br>ment. (ml/l)  | 0,1        | 0,1-0,2     | 0,1-0,2     | 0,1-0,3    | 0,1         | 0,1-0,5    |
| Prof. Secchi (cm)              | 10-30      | 10-30       | 15-35       | 20-40      | 25-40       | 10-35      |
| OD (mg/l O <sub>2</sub> )      | 7,27-10,88 | 7,18-10,63  | 7,18-11,13  | 7,27-10,88 | 7,27-10,88  | 7,18-10,51 |

nes Norte, Sur y Canal y 40 cm en las estaciones Este y Centro. Por último el OD registró un mínimo de de 7,18 mg/l O<sub>2</sub> en las estaciones Sur, Oeste y Canal y un rango máximo de 11,13 mg/l O<sub>2</sub> en la estación Oeste (Tabla 1).

Se determinaron un total 251 especies, correspondientes a 8 clases algales, de las que *Chlorophyceae* con 100 taxones, *Bacillariophyceae* con 80 y *Cyanophyceae* con 55 taxones fueron las que presentaron mayor riqueza específica (Tabla 2).

Los ordenes *Chroococcales*, *Nostocales*, *Chlorococcales*, *Zygnematales*, *Centrales* y *Pennales* fueron los más representativos durante el ciclo anual, ya que representaron el 88,84% del total de la ficoflora determinada. El género con mayor número de especies para la clase *Cyanophyceae* fue *Oscillatoria* con 5, en *Chlorophyceae* los géneros *Scenedesmus* con 17 especies y *Monoraphidium* con 6 y para las *Bacilla-*

*riophyceae* fueron *Nitzschia* con 17 y *Navicula* con 12 especies.

En los sitios de muestreo, la saprobiidad según Pantle & Buck osciló entre 2,12 en el sitio Este y Oeste y entre 2,16 y 2,18 en los sitios restantes Norte, Sur y Canal respectivamente. La determinación del grado y rango de saprobiidad obtenida corresponde a β-mesosaprobios con S=2,16, con valores mayores en la época de verano de 2007 con S=2,21 y registros menores en primavera de 2006 con S= 2,08.

Los resultados obtenidos en base a los valores específicos para la aplicación del índice de calidad de agua (ICA) osciló en rangos de 2,94 en el Canal; 3,09 en el Sur; 3,15 en el Este y 3,2 en Oeste y Norte. El mayor valor obtenido fue en verano de 2007 con S(ICA)= 3,35 y el menor valor en invierno de 2007 con S(ICA)= 3,03.

**Tabla 2.** Lista taxonómica de las algas identificadas en la laguna La Arocena (La Pampa), durante el período 2006-2007.

|   |  |
|---|--|
| <b>Clase CYANOPHYCEAE</b>                               | <i>Gomphosphaeria aponina</i> Kütz.                              |
| <b>Orden Chroococcales</b>                              | <i>Johannesbaptistia pellucida</i> (Dickie) W.R. Taylor & Drouet |
| <i>Aphanocapsa elachista</i> West & G.S. West           | <i>Merismopedia elegans</i> A. Braun in Kütz.                    |
| <i>Aphanothece stagnina</i> (Spreng.) A. Br. in Rabenh. | <i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Näg.                           |
| <i>Choococcus minimus</i> (Keiss.) Lemm.                | <i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.                             |
| <i>Chroococcus giganteus</i> W. West                    | <i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.                              |
| <i>Chroococcus minor</i> (Kütz.) Näg.                   | <i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittr.) Kirchn.                   |
| <i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz.) Näg.                | <i>Microcystis pulverea</i> (Wood) Forti                         |
| <i>Coelosphaerium confertum</i> West & G.S. West        | <i>Microcystis stagnalis</i> Lemm.                               |
| <i>Coelosphaerium minutissimum</i> Lemm.                | <i>Synechococcus elongatus</i> (Näg.) Näg.                       |
| <i>Cyanobacterium cedrorum</i> (Sauv.) Kom.             | <b>Orden Chamaesiphonales</b>                                    |
| <i>Dactylococcopsis irregularis</i> Grun.               | <i>Chamaesiphon minutus</i> (Rostaf.) Lemm.                      |
| <i>Entophysalis</i> sp.                                 | <i>Chamaesiphon subglobosus</i> (Rostaf.) Lemm.                  |
| <i>Gloeocapsa punctata</i> Näg.                         | <i>Chamaesiphon</i> sp.  |
|   | <i>Dermocarpa versicolor</i> (Borzi) Geitl.                      |

**Orden Hormogonales**

*Anabaena flos-aquae* (L.) Bory  
*Anabaena inaequalis* (Kütz.) Born. & Flah.  
*Anabaena spiroides* Klebahn  
*Anabaena variabilis* Kütz.  
*Anabaenopsis arnoldii* Aptekarj  
*Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs  
*Arthrospira tenuis* Brühl & Biswas  
*Cylindrospermum* sp  
*Dichotrix fusca* Fritsch  
*Jaaginema pseudogeminatum* (Schmid)  
Anagnostidis & Kom.  
*Lyngbya hieronymusii* Lemm.  
*Lyngbya martensiana* Menegh. ex Gom.  
*Lyngbya* sp.  
*Microcoleus* sp.  
*Nostoc commune* Vaucher  
*Oscillatoria limnetica* Lemm.  
*Oscillatoria proboscidea* Gom.  
*Oscillatoria subbrevis* f. *maior* G.S. West  
*Oscillatoria subbrevis* Schmidle  
*Oscillatoria* sp.  
*Phormidium faveolarum* Gom.  
*Phormidium tenue* (Menegh.) Gom.  
*Phormidium* sp.  
*Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagnostidis  
& Kom.  
*Planktothrix prolifica* (Gom.) Anagnostidis  
& Kom.  
*Pseudoanabaena catenata* Lauterb.  
*Raphidiopsis curvata* F.E.Fritsch  
*Spirulina laxissima* G.S. West  
*Spirulina subsalsa* Ørsted ex Gom.

**Clase CHLOROPHYCEAE**

**Orden Tetrasselmidales**

*Chlamydomonas* sp.  
*Tetraselmis* sp.

**Orden Chlorococcales**

*Actinastrum hantschii* Lagerh.  
*Actinastrum raphidioides* (Reinsch) Brünnth.  
*Ankistrodesmus falcatus* (Corda) Ralfs  
*Ankistrodesmus fusiformis* Corda

*Ankistrodesmus gracilis* (Reinsch) Kors.  
*Botryococcus braunii* Kütz.  
*Chlorella ellipsoidea* Gerneck  
*Chlorella vulgaris* Beij.  
*Closteriopsis acicularis* var. *acicularis*  
(G.M.Smith) Belcher & Swale  
*Coelastrum astroideum* var. *astroideum* De  
Not.  
*Coelastrum microporum* var. *octaedricum*  
(Skuja) Sodomk.  
*Dictyosphaerium Ehrenbergianum* Näg.  
*Dictyosphaerium elegans* Kom.  
*Dictyosphaerium pulchellum* Wood  
*Dictyosphaerium tetrachotomum* Printz  
*Eremosphaera eremosphaera* (G.M.Smith)  
R.L.Smith & Bold  
*Eremosphaera* sp.  
*Franceia ovalis* (France) Lemm.  
*Golenkinia radiata* Chod.  
*Golenkiniopsis parvula* (Woronich.) Kors.  
*Kirchneriella aperta* Teiling  
*Kirchneriella contorta* var. *contorta* Bohlin  
*Kirchneriella irregularis* (G.M. Smith) Kors.  
*Kirchneriella irregularis* var. *spiralis* Kors.  
*Kirchneriella obesa* (W. West) Schmidle  
*Lagerh.ia ciliata* (Lagerh.) Chod.  
*Micractinium pusillum* Fresenius  
*Monoraphidium arcuatum* (Kors.) Hindak  
*Monoraphidium griffithii* (Berk.) Kom.-  
Legn.  
*Monoraphidium indicum* Hindak  
*Monoraphidium irregulare* (G.M. Smith)  
Kom. Legn.  
*Monoraphidium obtusum* (Kors.) Kom.-Legn.  
*Monoraphidium* sp.  
*Oocystis lacustris* Chod.  
*Oocystis parva* West & G.S. West  
*Oocystis solitaria* Wittrock  
*Pediastrum boryanum* var. *boryanum* (Turpin)  
Menegh.  
*Pediastrum clatratum* (Schröd.) Lemm.  
*Pediastrum duplex* Meyen  
*Pediastrum duplex* Meyen var. *duplex*  
*Pediastrum simplex* Meyen

*Pediastrum simplex* Meyen var. *simplex*  
*Pediastrum tetras* (Ehrenb.) Ralfs  
*Poliedriopsis spinulosa* (Schmidle) Schmidle  
*Scenedesmus acuminatus* var. *acuminatus*  
 (Lagerh.) Chod.  
*Scenedesmus acutus* Meyen  
*Scenedesmus* aff. *acuminatus* (Lagerh.) Chod.  
*Scenedesmus arcuatum* (Kors.) Hindak  
*Scenedesmus armatus* Chod.  
*Scenedesmus bernardii* G.M.Smith  
*Scenedesmus bicaudatus* (Hangs.) R. Chod.  
*Scenedesmus dimorphus* (Turpin) Kütz.  
*Scenedesmus disciformis* (Chod.) Fott & Kom.  
*Scenedesmus disciformis* f. *disciformis* (Chod.)  
 Fott & Kom.  
*Scenedesmus ecornis* (Ehr.) Chod. sensu  
 Uherk.  
*Scenedesmus falcatus* Chod.  
*Scenedesmus longispina* Chod.  
*Scenedesmus obtusus* f. *alterna* (Reinsch)  
 Compère  
*Scenedesmus opoliensis* P.G. Richter  
*Scenedesmus opoliensis* var. *carinatus* Lemm.  
*Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Bréb.  
 sensu Chod.  
*Scenedesmus quadripina* (Chod.) G.M.  
 Smith  
*Scenedesmus spinosus* Chod.  
*Scenedesmus* sp.  
*Schroederia planctonica* (Skuja) Philipose  
*Schroederia setigera* (Schröd.) Lemm.  
*Sphaerocystis scroeteri* Chod.  
*Tetraedron caudatum* (Corda) Hangs.  
*Tetraedron minimum* (A. Braun) Hangs.  
*Tetraedron triangulare* Kors.  
*Tetraedron trigonum* (Näg.) Hangs.  
*Tetrastrum elegans* Playf.  
*Tetrastrum peterfii* Hortob.  
*Tetrastrum staurogeniaeforme* (Schröd.)  
 Lemm.  
*Treubaria euryacantha* (Schmidle) Kors.

**Orden Ulotrichales**

*Ulotrix variabilis* Kütz.

**Orden Cbaetophorales**

*Stigeoclonium* sp.

**Orden Oedogoniales**

*Oedogonium* sp.1

*Oedogonium* sp.2

*Oedogonium* sp.3

*Oedogonium* sp.4

**Orden Zygnematales**

*Closterium acerosum* Ehr. ex Ralfs

*Closterium venus* Kütz. ex Ralfs

*Cosmarium botritis* Menegh.

*Cosmarium granatum* Bréb. ex Ralfs

*Cosmarium pyramidatum* Bréb.

*Cosmarium* sp.

*Mougeotia* sp.1

*Mougeotia* sp.2

*Spirogyra* sp.1

*Spirogyra* sp.2

*Staurastrum gracile* Ralfs ex Ralfs

*Staurastrum leptocladum* Nordst.

*Staurastrum planctonicum* Teiling

*Staurastrum* sp.

*Staurastrum tetracerum* Ralfs

*Zygnema* sp.1

*Zygnema* sp.2

**Clase BACILLARIOPHYCEAE**

**Orden Centrales**

*Aulacoseira granulata* (Ehr.) Simonsen

*Aulacoseira granulata* var. *angustissima*  
 (Müller) Simonsen

*Aulacoseira italica* (Ehr.) Simonsen

*Cyclotella meneghiniana* Kütz.

*Cyclotella striata* (Kütz.) Grun.

*Melosira ambigua* (Grun.) O.Müller

*Melosira varians* C. Agardh

*Stephanodiscus* sp.

*Thalassiosira weisflogii* (Grun.) Fryxell &  
 Hasle

**Orden Pennales**

*Achnanthes exigua* Grun.

*Achnanthes lanceolata* (Bréb. ex Kütz.)

Grun.

*Achnanthes* sp.

*Amphipleura lindheimeri* Grun.

*Amphora pediculus* (Kütz.) Grun.

*Amphora veneta* Kütz.

*Anomoeoneis costata* (Kütz.) Hustedt

*Anomoeoneis* sp.

*Caloneis amphisbaena* (Bory) Cleve

*Campylodiscus* sp.

*Cocconeis placentula* var. *lineata* (Ehr.) van  
Heurck

*Craticula cuspidata* (Kütz.) D.G.Mann

*Cymatopleura solea* (Bréb.) W. Smith

*Cymbella affinis* Kütz.

*Cymbella cuspidata* Rabenh.

*Denticula* sp.

*Diatoma tenue* C. Agardh

*Diploneis puella* (Schumann) Cleve

*Encyonema minutum* (Hilse) D.G. Mann

*Epithemia adnata* (Kütz.) Bréb.

*Epithemia adnata* var. *proboscidea* (Kütz.)  
Hendey

*Epithemia sorex* Kütz.

*Eunotia* sp.

*Fragilaria vaucheriae* (Kütz.) J.B.Petersen

*Fragilaria* sp.

*Gomphonema gracile* Ehr.

*Gomphonema minutum* (C. Agardh) C.  
Agardh

*Gomphonema parvulum* (Kütz.) H.F. Van  
Heurck

*Gomphonema truncatum* Ehr.

*Gomphonema* sp.

*Hantzschia amphioxys* (Ehr.) Grun.

*Navicula cryptocephala* Kütz.

*Navicula decussis* Østrup

*Navicula exigua* var. *capitata* Skvortsov &  
Meyer

*Navicula menisculus* Schumann

*Navicula perminuta* Grun.

*Navicula radiosa* Kütz.

*Navicula rhyngocephala* Kütz.

*Navicula tripunctata* (O.F.Müller) Bory

*Navicula veneta* Kütz.

*Navicula viridula* (Kütz.) Kütz.

*Navicula viridula* var. *rostellata* (Kütz.)  
Cleve

*Navicula* sp.

*Nitzschia amphibia* Grun.

*Nitzschia ascicularis* (Kütz.) W.Smith

*Nitzschia capitellata* Hustedt

*Nitzschia communis* Rabenh.

*Nitzschia constricta* (Gregory) Grun.

*Nitzschia fonticola* Cholnoký

*Nitzschia frustulum* (Kütz.) Grun.

*Nitzschia gandersheimensis* Krasske

*Nitzschia hantzschiana* Rabenh.

*Nitzschia lacuum* Lange-Bertalot

*Nitzschia linnearis* (J.G.Agardh) W.Smith

*Nitzschia littoralis* Grun.

*Nitzschia palea* (Kütz.) W. Smith

*Nitzschia perminuta* (Grun.) M. Peragallo

*Nitzschia recta* Hantzsch

*Nitzschia sigma* (Küt.) W. Smith

*Nitzschia* sp.

*Pinnularia mesogongyla* Ehr.

*Pleurosigma* sp.

*Rhopalodia gibberula* (Ehr.) O.Müller

*Rhopalodia gibberula* var. *vanheurckii* O.F.  
Müller

*Rhopalodia operculata* (C. Agardh)  
Hakanson

*Sellaphora pupula* (Kütz.) Mereschk.

*Stauroneis anceps* Ehr.

*Stauroneis anceps* f. *gracilis* Ehr.

*Synedra acus* Kütz.

*Synedra delicatissima* W. Smith

*Synedra ulna* (Nitzsch) Ehr.

## Clase XANTHOPHYCEAE

### Orden Tribonematales

*Goniochloris* sp.

*Tribonema* sp.

## Clase CHRYSOPHYCEAE

### Orden Chromulinales

*Chromulina* sp.

**Orden Monosigales**

*Codosiga corymbosa* (Entz) Bourr.

*Salpingoeca* sp.

**Clase EUGLENOPHYCEAE**

**Orden Euglenales**

*Euglena spiroides* Lemm.

*Euglena variabilis* Klebs

*Euglena viridis* Ehr.

*Lepocinclis texta* (Duj.) Lemm.

*Phacus acuminatus* Stokes

*Phacus* sp.

*Trachelomonas robusta* Svirenko emend. Defl.

*Trachelomonas volvocina* Ehr.

**Orden Colaciales**

*Colacium epiphbiticum* Fritsch

**Clase DINOPHYCEAE**

**Orden Peridiniales**

*Peridinium* sp.

**Clase CRYPTOPHYCEAE**

**Orden Cryptomonadales**

*Cryptomonas* sp.

**DISCUSIÓN y CONCLUSIONES**

La oscilación de la temperatura del agua estuvo fuertemente influida por la temperatura ambiental y la escasa diferencia entre las amplitudes térmicas del agua y del aire puede deberse a la poca profundidad del cuerpo de agua, que a su vez permite comprobar el comportamiento polimíctico de la laguna. El aumento de la temperatura del agua y del aire estuvo en relación con los valores térmicos estacionales, registrándose las máximas temperaturas durante las estaciones de primavera y verano. La concentración de OD guardó una estrecha relación con la temperatura, encontrándose sus máximos en otoño e invierno, en coincidencia con las bajas temperaturas. Por otra parte su medida infiere un equilibrio dinámico en un ambiente eutrófico como lo es la laguna en estudio (Cole, 1988; Margalef, 1983; Schwoerbel, 1975).

La transparencia del agua presentó variaciones en concordancia con el aumento o disminución de la concentración de organismos. Los valores de pH no registraron amplias variaciones dentro del

rango alcalino, propios de las lagunas del este de la provincia de La Pampa (Alvarez, 1993; Alvarez & Bazán, 1994; Alvarez *et al.*, 2000, 2003, 2004; Bazán & Alvarez, 2004; Bazán *et al.*, 1996 a, 2002, 2003, 2004).

Los valores de sólidos disueltos, conductividad, nitritos y nitratos variaron a lo largo de todo el ciclo anual. Las concentraciones máximas se observaron en verano, a consecuencia del aporte de sustancias provenientes de la ciudad de General Pico, así como del drenaje natural de los campos circundantes en la época de lluvia.

Del total de taxones determinados las *Bacillariophyceae* predominaron sobre el resto, así también debe destacarse la presencia de numerosas especies de clorofíceas representadas por especies euplanctónicas, características de ambientes eutróficos junto con especies de *Euglenophyceae*, *Chrysophyceae*, *Xanthophyceae*, *Dinophyceae* y *Cryptophyceae*.

Los indicadores biológicos se definen como especies o comunidades que por su presencia proporcionan información sobre el entorno físico o químico de un

sitio en particular (Bellinger & Sigeo, 2010). Las preferencias bioecológicas y el potencial bioindicador de cada especie registrada, permitió caracterizar a la laguna La Arocena dentro del rango sapróbico, según el método de Pantle & Buck. Esta valoración se corresponde a aguas de moderada a alta contaminación orgánica. Los índices de saprobiedad tienen un carácter semicuantitativo donde entran en consideración la abundancia o frecuencia relativa de las especies y un juicio de valoración acerca de su condición bioindicadora. La interpretación de requerimientos ecológicos y tolerancia adjudicada a las especies presentes deben ser comprobados a escala local y regional para estandarizar su comportamiento específico bajo las condiciones ambientales dominantes (Salusso & Moraña, 2002; Bellinger & Sigeo, 2010).

La saprobiedad obtenida según el método de Pantle & Buck y la calidad del agua aplicando el Índice de Sladeczek (ICA) categorizan a la laguna La Arocena como de aguas altamente contaminadas. La aplicación del índice de Sladeczek (1984-1986), para determinar la calidad de agua (ICA) y que contempla el grado de eurioicidad de cada especie, recoge valores ubicados dentro del rango  $\alpha$ -mesosaprobios. Los resultados obtenidos en base a los valores específicos para la aplicación del índice de calidad de agua de Sladeczek (*op. cit.*), ubican a esta laguna dentro del rango  $\alpha$ -mesosapróbica que confirman y ponen de manifiesto un alto grado de contaminación.

## BIBLIOGRAFÍA

- Anagnostidis, K. y J. Komárek.** 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes 3, *Oscillatoriales*. Arch. Hydrobiol. Suppl., 80 (1-4), Alg. Stud., 50/53: 327-472. Stuttgart.
- Anagnostidis, K. y J. Komárek.** 1990. Modern approach to the classification system of cyanophytes 5, *Stigonematales*. Arch. Hydrobiol. Suppl., 80 (1-4), Alg. Stud. 59: 1-73. Stuttgart.
- Bellinger, E.G y D.C. Sigeo.** 2010. The freshwater algae. Identification and use as bioindicators. Wiley-Blackwell Ed. 210 pp.
- del Giorgio, P.** 1988. Nuevos taxa de Algas de Agua Dulce para la república Argentina. Bol. Soc. Arg. Bot., 25 (3-4): 363-574.
- Desikachary, T.V.** 1959. *Cyanophyta*. 686 pp. 139 lám. New Delhi: Indian Council of Agricultural Research.
- Echaniz, S.** 2010. Composición y abundancia del zooplankton en lagunas de diferente composición iónica de la provincia de La Pampa. Trabajo de Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Físico Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Geitler, L.** 1932. *Cyanophyceae*. In: Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich, unter de Sweitz. (Rabenhorst, L. Eds), 14: 673-1056. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft.
- Hustedt, F.** 1930. *Bacillariophyta (Diatomaceae)*. In A Pascher Die Süßwasserflora Mitteleuropas Heft. 10. 466 pp. Jena: Gustav Fischer Verlag.

- Komárek, J. y B. Fott. 1983. *Systematik und Biologie. Chlorophyceae* (Grünalgen) Ordnung: *Chlorococcales*. Die Binnengewässer. Das Phytoplankton des Süßwasser. von Huber-Pestalozzi. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart, Germany. 1044 pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 1986. Modern approach to the classification system of *Cyanophytes*, 2- *Chroococcales*. Arch. Hydrobiol. Suppl. 73. Algol. Stud., 43: 157-226.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 1989. Modern approach to the classification system of *Cyanophytes*, 4- *Nostocales*. Arch. Hydrobiol. Suppl. 82 (1). Algol. Stud., 56: 247-345.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 1999. *Cyanoprokaryota*. 1. Teil: *Chroococcales*. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Begr. Von Pascher Hrsg. Von H. Ettl. Jena. G. Fischer Bd. 19. 548 pp. 643 figures.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 2005. *Cyanoprokaryota*. 2. Teil: *Oscillatoriales*. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Begr. Von Pascher Hrsg. Von H. Ettl. Jena. G. Fischer Bd. 19/2. 759 pp. 1010 figures.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1986. *Bacillariophyceae* 2. *Naviculaceae*, Band 2 (1) 875 pp. G.S. Verlag, Jena.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1988. *Bacillariophyceae* 2. *Bacillariaceae*, *Ephithemiaceae*, *Surirellaceae*, 2 (2), Stuttgart, 596 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1991. *Bacillariophyceae* 3. Teil: *Centrales*, *Fragilariaceae*, *Eunotiaceae*. In: H. Ettl; J. Gerloff; H. Heyning & D. Mollenhauer (eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2 (3): 576 pp. G.F.Verlag, Stuttgart.
- Medus, N.B.; H. Cazenave y R.O. Hernández. 1982. Geografía De La Pampa. Ed. Extra. 149 Pp.
- Patrick, R. y C.W. Reimer. 1966. The Diatoms of the United States exclusive Alaska and Hawaii. Volume 1. Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 13: 1-688 pp, 64 lam.
- Patrick, R. y C.W. Reimer. 1975. The Diatoms of the United States exclusive of Alaska and Hawaii. Volume. 2. Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia , 13: 1-213 pp, 28 lam.
- Prescott, G.W. 1951. Algae of the Western Great Lakes Area. 946 pp. N.M.C. Brown Co. Inc.
- Roberto, Z.E.; G. Casagrande y E.F. Viglizzo. 1994. Lluvias en la Pampa Central. Tendencias y variaciones. Centro Regional. La Pampa-San Luis, INTA. Publ. 12, 25 pp.
- Salusso M.M. y L. Moraña. 2002. Comparación de índices bióticos utilizados en el monitoreo de dos sistemas lóticos del noroeste argentino. *Rev. Biol. Trop.*, 50 (1): 327-336.
- Schwoerbel, J. 1975. Métodos de Hidrobiología. Ed. Hermann Blume. Madrid. España. 262 pp.
- Sladeczek, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol., 7: 1 -218.
- Sladeczek, V. 1984. Diatoms as indicators of organic pollution. In: 8th Intern. Diatom Symposium, Paris, Aug.

1984. M. Ricard (ed.): 757-758. Koeltz Koenigstein Publ.
- Sladeczek, V.** 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. Acta Hydrochim. Hydrobiologia, 14 (5): 555-566.
- Starmach, K.** 1966. *Cyanophyta* – Scinee, *Glaucophyta* – Glaucofity. En: Flora Slodkowodna Polski, 2. Polsk. Ak. Inst. Bot. Warszawa. 807pp.
- Tell, G. y V. Conforti.** 1986. Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina. Bibliotheca Phycologica, Band 75, 301 pp. J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
- Tell, G.** 1985. Catálogo de Algas de Agua Dulce de la República Argentina. J. Cramer. Germany, 283 pp.
- Vouilloud, A.** 2003. Catálogo de diatomeas continentales y marinas de Argentina. Asociación Argentina de Ficología, La Plata, Argentina. Versión 1.0.



# ESTUDIO DE MIGRACIONES DEL ZOOPLANCTON EN UN LAGO SOMERO: DESARROLLO DE UNA NUEVA METODOLOGÍA A CAMPO

H. H. Benítez y M. C. Claps

Instituto de Limnología (ILPLA), CCT CONICET La Plata. Av. Calchaquí km 23,5  
1888 F. Varela  
hernan@ilpla.edu.ar

**ABSTRACT.** We investigated the vertical and horizontal distributions of zooplankton in the littoral zone of a pampean shallow lake: Lacombe Lake (Buenos Aires, Argentina) throughout the 24-h day in summer. A new methodology that allows to take multiple samples without disturbance and difficulty was employed for sampling sectors with submerged macrophyte beds. This lake is characterized by the presence of littoral and planktivorous ichthyofauna. Lacombe Lake exhibited high transparency owing to the presence of submerged macrophytes (*Myriophyllum quitense*). We observed little variation at different depths within the horizontal transects with respect to temperature, dissolved-oxygen concentration, conductivity, and pH and recorded statistically significant (ANOVA) horizontal and vertical zooplankton-abundance gradients. The majority of the small-bodied zooplankton (ciliates and rotifers) evidenced no significant variation in their horizontal or vertical distribution. Littoral cladocerans appear to migrate vertically rather than horizontally, whereas *Diaphanosoma birgei* exhibited significant changes in its horizontal distribution. The presence of emergent and submerged macrophytes in the littoral zone is not sufficient to promote clear differences in diurnal horizontal zooplankton migration. The differences in the diel fluctuations in particular species may be mostly dependent on specific ecological requirements, environmental conditions, and/or fish predation.

**KEYWORDS:** zooplankton, migration, sampling methodology, shallow lake, macrophytes.

**PALABRAS CLAVE:** zooplancton, migración, metodología muestreo, lago somero, macrófitas.

## INTRODUCCIÓN

Las mayores pérdidas de la comunidad zooplanctónica se deben a la depredación por parte de invertebrados y vertebrados, y una de las estrategias que emplea el zooplancton para eludirla es migrar a determinadas zonas de resguardo en los momentos en que el riesgo de depredación es mayor (Han y Straškraba, 2001; Pesticarrari *et al.*, 2004).

Existen numerosos estudios que muestran la importancia de las migraciones

diarias verticales y horizontales (Gilbert y Hampton, 2001; Cerbin *et al.*, 2003; Grzegorz *et al.*, 2005; entre otros). Este fenómeno, que responde a cambios en la intensidad de la luz incidente en la superficie de agua (Ringelberg y Van Gool, 2003), puede ser alterado por factores como la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto en los niveles profundos y las sustancias químicas liberadas por depredadores (Winder *et al.*, 2003).

Las migraciones horizontales parecen ser importantes en los cuerpos someros

con gran densidad de macrófitas acuáticas y constituirían una estrategia para la evasión a la depredación de peces presentes en la zona pelágica (Wojtal *et al.*, 2003; Van Onsem *et al.*, 2010), aunque el ingreso de los zooplanctones a zonas vegetadas los enfrenta a peces litorales (Castro *et al.*, 2007) y depredadores invertebrados (Jensen *et al.*, 2010).

Uno de los inconvenientes que presentan los estudios de migraciones en ambientes muy someros con vegetación sumergida es el disturbio provocado durante la extracción de muestras cuando se utilizan dispositivos como botellas tipo Van Dorn o trampas tipo Schlinder-Patallas. Además, estos métodos empleados con éxito en estudios de migraciones zooplanctónicas en lagos profundos (Nesbitt *et al.*, 1996; Easton y Gophen, 2003; Karabin y Ejsmont-Karabin, 2005; Grzegorz *et al.*, 2006; entre otros) no son recomendables para discriminar finas capas en el perfil vertical para estudiar los desplazamientos verticales en lagos someros en forma simultánea con los desplazamientos horizontales que se supone que predominan en este tipo de ambiente (Barker *et al.*, 2010). Para satisfacer esa necesidad se diseñó y puso a prueba un sistema de muestreo que no genera disturbio durante la extracción de las muestras destinadas a los análisis y a los recuentos de organismos. En tal sentido, el objetivo de este trabajo es ensayar una nueva metodología de muestreo a campo de mínimo disturbio, que sea capaz de detectar diferencias entre los parámetros ambientales y la distribución zooplanctónica en pequeñas escalas espacia-

les en dimensión vertical y horizontal. Asimismo, se pretende emplearla para dilucidar el uso que hace del espacio el zooplancton en un ciclo diario y los factores que inciden sobre ello, con acento en la migración y el efecto de refugio restringido a la presencia de macrófitas sumergidas y emergentes.

## ÁREA DE ESTUDIO

La laguna Lacombe (35° 49' 59' S - 57° 53' 20' O) presenta una superficie aproximada de 130 ha, con una longitud máxima de 1.750 m (sentido N-S) y un ancho máximo de 1.500 m. No presenta afluentes ni efluentes. Se encuentra colonizada en su parte central por vegetación emergente (*Scirpus californicus*) y durante el ciclo diario analizado también se registró la presencia de vegetación sumergida (*Myriophyllum quitense*). La pesca deportiva constituyó por años el principal uso del cuerpo de agua siendo el pejerrey (*Odontheistes bonariensis*) el objetivo principal durante los meses fríos y la tararira (*Hoplias malabaricus*) durante los meses cálidos.

En los días en que se llevó a cabo el estudio el nivel hidrométrico de la laguna fue bajo, y particularmente en el sector seleccionado para en estudio no superó los 60 cm de profundidad.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para el estudio de la distribución del zooplancton en función del tiempo se definió una transecta de 20 m paralela a la línea de costa y perpendicular al borde de un juncal. La transecta estuvo ubicada a 30 m de la línea de costa y contó con

tres puntos de muestreo equidistantes, cada uno con dos niveles de profundidad: el superior, a 15 cm de la superficie, y el profundo, a 45 cm de la superficie y 15 cm del fondo. Uno de los puntos de muestreo estuvo ubicado al borde del juncal (*S. californicus*) mientras que los dos restantes presentaron la mitad inferior del perfil vertical colonizado por macrofitas sumergidas (*M. quitense*), y aguas libres en la mitad superior (Fig. 1).

momentos del muestreo el ambiente estuvo afectado por vientos provenientes del Sur y del Sudeste que oscilaron entre 25 y 35 km/h a excepción del último evento de muestreo (mediodía del 24 de noviembre) en que la intensidad disminuyó a 16 km/h.

### Sistema de muestreo

Con el objetivo que reducir el disturbio de muestreo se diseñó y construyó

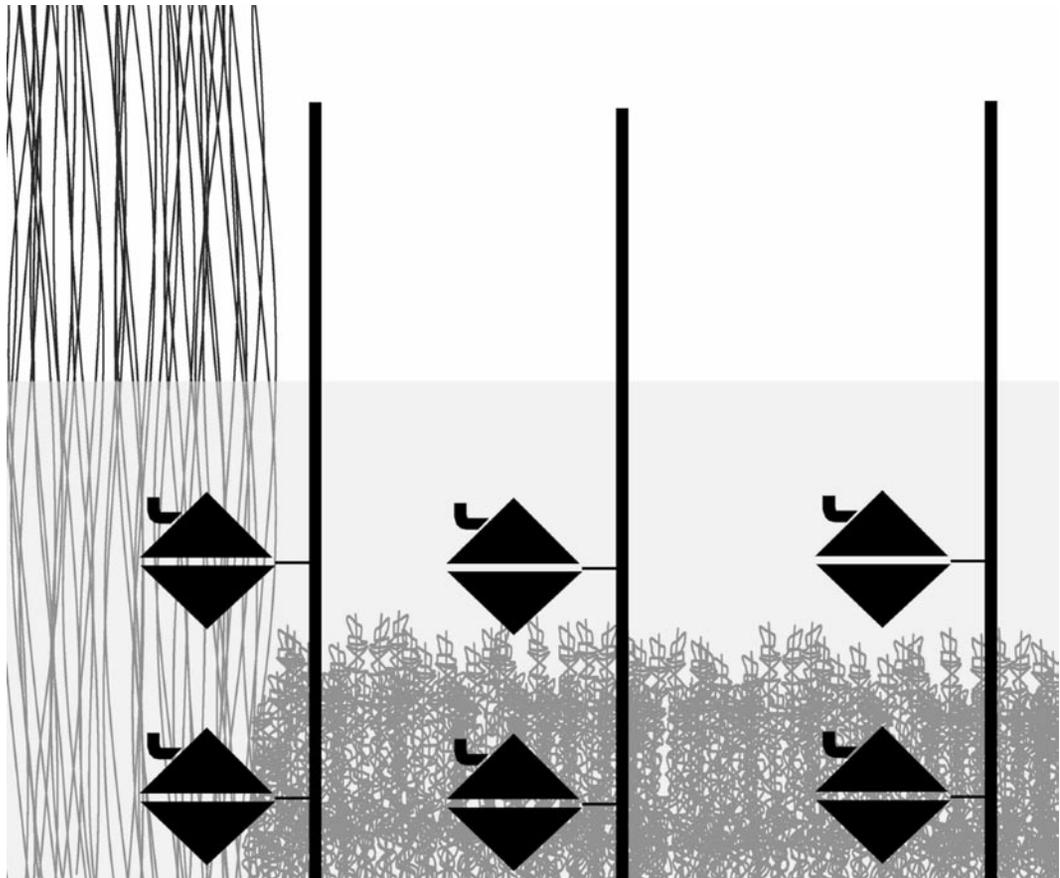


Figura 1. Esquema de la distribución de las macrofitas acuáticas y la posición de los muestreadores en la laguna Lacombe.

El muestreo se llevó a cabo los días 23 de noviembre de 2007, al ocaso (19:30 hs) y 24 del mismo mes, a medianoche (0:30 hs), alba (5:30 hs) y mediodía (12:30 hs). En

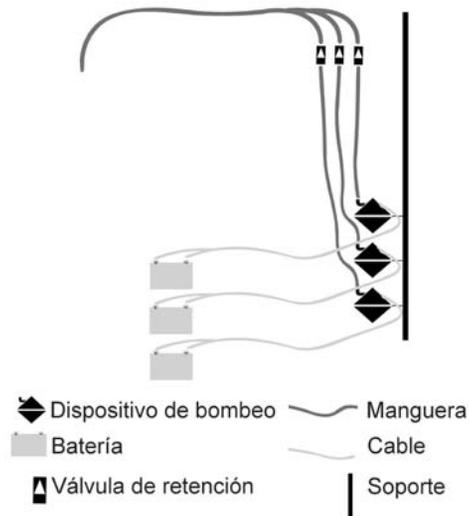
yó un sistema de fijación y operación a distancia de bombas sumergibles con las que se extrajo el agua tanto para los análisis físico-químicos como para

la recolección de las muestras de zooplancton.

El sistema empleado consistió en una serie de soportes capaces de sostener las bombas sumergibles a una altura regulable. Una vez fijas, las bombas se operaron desde la línea de costa evitando el disturbio en el sector en que se llevó a cabo el muestreo. El dispositivo se instaló inmediatamente antes del primer muestreo de manera que esta primera extracción estuvo afectada por el disturbio inicial de instalación.

Para la extracción de las muestras se emplearon bombas sumergibles de 5.000 l/h, las cuales se alimentaron por medio de cables con baterías de 12 V dispuestas en tierra firme. El agua así bombeada se condujo por mangueras de 1 pulgada hasta bidones de 25 litros ubicados en la costa y se tomó la precaución de desalojar el agua retenida en la manguera (calculada en unos 30 litros) antes de iniciar cada recolección. Sólo se requirió la elevación de columna de agua necesaria para introducir el agua en los bidones (0,4 m) de modo que el caudal no resultó afectado por la elevación. Las bombas fueron encerradas entre dos embudos unidos por sus bases, dejando en ese sector una ranura de aproximadamente dos centímetros con el objeto de que la extracción de cada bomba se realizara en una fina capa del perfil vertical de la laguna (Fig. 2).

Por medio de una red de 35  $\mu\text{m}$  de abertura de malla se filtraron los 25 l de agua de cada bidón para cada muestra de zooplancton, y se extrajeron muestras de agua destinadas a la medición *in situ* de temperatura, conductividad,



**Figura 2.** Detalle del sistema empleado para la extracción de muestras de zooplancton y agua en la laguna Lacombe.

pH, oxígeno disuelto y turbidez por medio de un sensor múltiple HORIBA U-10.

Se recolectaron muestras de agua para efectuar determinaciones químicas en el laboratorio así como también el análisis de pigmentos. La concentración de fósforo total se estimó mediante el método del ácido ascórbico previa digestión con persulfato de potasio acidificado (APHA 1995). La concentración de polifenoles solubles se determinó por el método del reactivo Folin Ciocalteus-carbonato tartrato (APHA, 1995). Para estimar la concentración de clorofila "a" y de los feopigmentos se filtró un volumen determinado de agua mediante filtros Whatmann GF/C que fueron incubados en acetona al 90% durante 48 horas para realizar las lecturas espectrofotométricas antes y después de la acidificación con HCl (APHA, 1995). Para el cálculo de la concentración de

los pigmentos se utilizó la fórmula de Lorenzen (1967).

### Análisis estadístico de los datos

Para determinar estadísticamente si la distribución horizontal o vertical de los zooplanctones fue dependiente del momento del día (inicio de migración) se realizaron análisis de varianza (ANOVA) de dos vías, cuyos factores fueron el tiempo y la posición horizontal, por un lado y el tiempo y la posición vertical, por el otro. Para la selección de las especies se tomaron dos criterios: la persistencia de la especie a lo largo del día y normalidad de su densidad o de las transformaciones correspondientes.

## RESULTADOS

El pH y el oxígeno disuelto mostraron valores máximos en horas de la tarde y en superficie. Los valores de turbidez fueron máximos en el muestreo de la tarde a pesar de haber pasado un lapso de dos horas entre la instalación del dispositivo de muestreo y la primera toma de muestras. En los sucesivos horarios de muestreo los valores disminuyeron abruptamente y fueron extremadamente bajos. El valor mínimo de temperatura se registró al amanecer aunque no se observaron importantes variaciones espaciales tanto en la dimensión horizontal como en la vertical a excepción del atardecer, con registros térmicos más elevados en superficie (Fig. 3).

La concentración de fósforo total no superó los 100  $\mu\text{g/l}$ , excepto en el primer evento de muestreo, en la zona del

juncal. La concentración de polifenoles solubles tuvo escasa variación tanto temporal como espacialmente. Los valores de la clorofila "a" fitoplanctónica fueron extremadamente bajos mientras que los de la feofitina fueron más elevados (Fig. 4).

En el total de muestras de zooplancton extraídas, se identificaron 47 especies (4 amebas testáceas, 4 ciliados, 25 rotíferos, 10 cladóceros y 4 copépodos) (Tabla 1). Los protistas y rotíferos fueron poco abundantes mientras que los copépodos fueron dominantes (61 - 96 % de la densidad total zooplanctónica). Las larvas nauplii resultaron el estadio más abundante, con valores siempre superiores al 75 % del total del grupo. La importancia numérica de los cladóceros fue variable (5 - 36 % de la densidad total zooplanctónica).

Nueve especies estuvieron presentes en todos los eventos de muestro del ciclo diario: tres rotíferos (*Lepadella patella*, *Tetradinella patina* y *Trichocerca pusilla*), cuatro cladóceros (*Alona glabra*, *Coronatella rectangularis*, *Ceriodaphnia* cfr. *dubia* y *Diaphanosoma birgei*) y dos copépodos (*Notodiaptomus incompositus* y *Acanthocyclops robustus*).

Las especies que mostraron migraciones estadísticamente verificables fueron escasas (Tabla 2).

*Diaphanosoma birgei* se alejó del juncal al anochecer protegiéndose en los niveles colonizados por la vegetación sumergida mostrando resultados significativos en la dimensión horizontal. En el eje vertical, *T. patina* descendió significativamente al anochecer, mientras que *A. glabra* y *C. sphaericus* presentaron sus máximas densidades en niveles superficiales durante la noche.

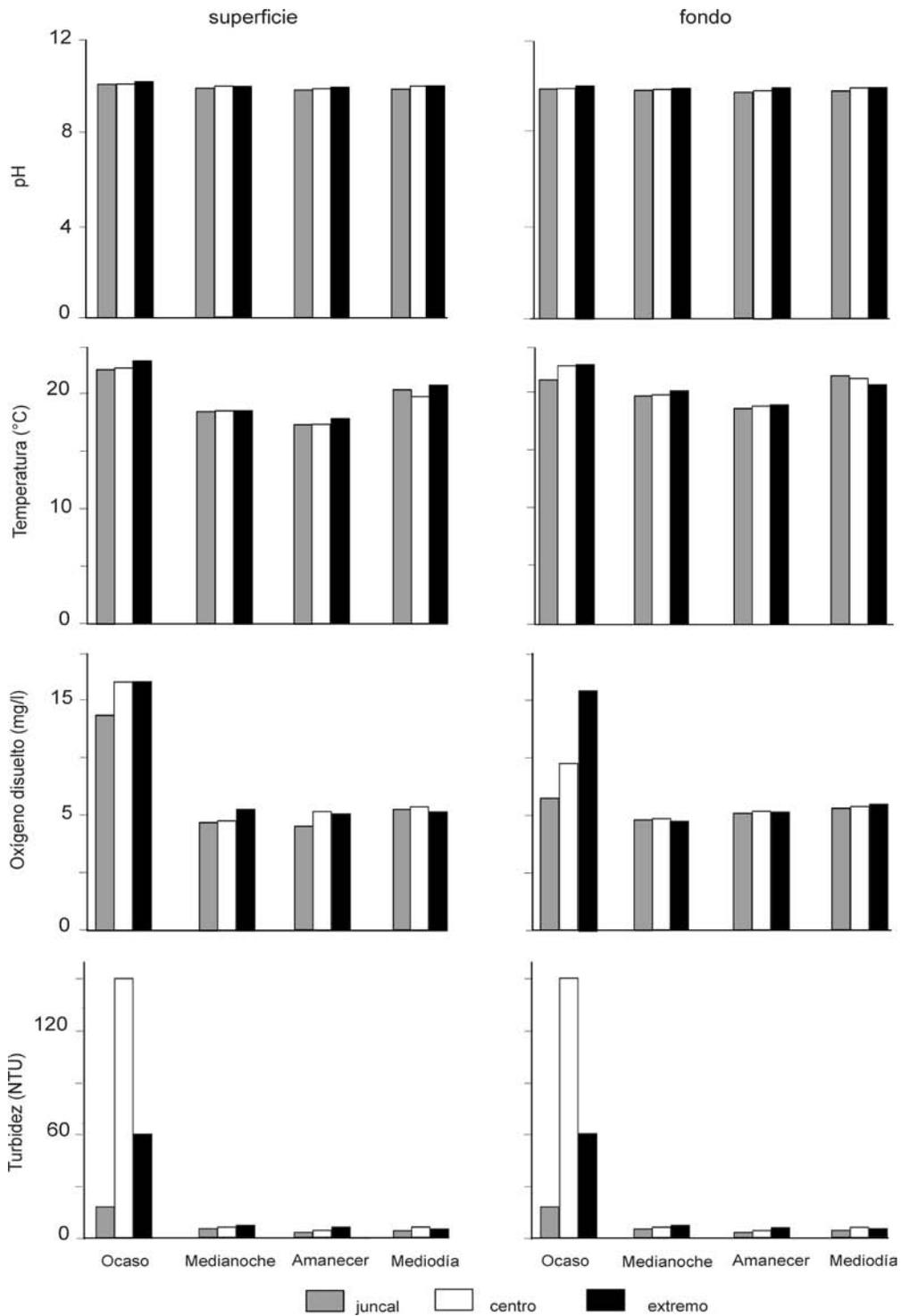


Figura 3. Variación espacial y temporal de parámetros ambientales en el ciclo diario estival en la laguna Lacombe en los niveles superiores e inferiores de la columna de agua.

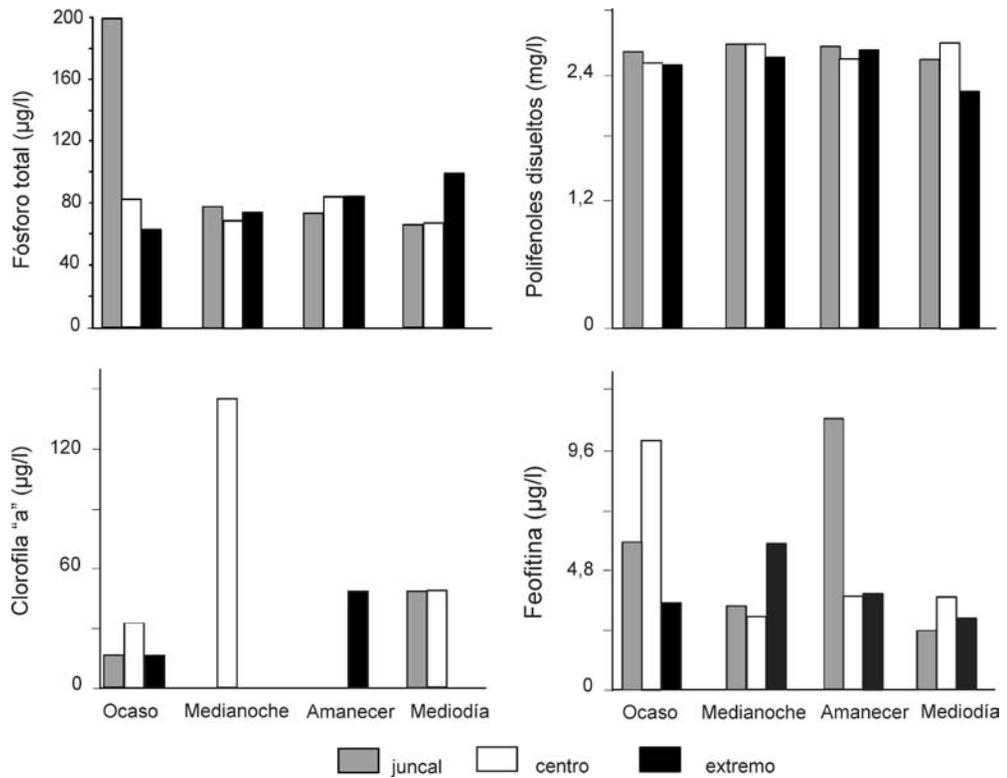


Figura 4. Variación espacial y temporal de parámetros ambientales en el ciclo diario estival en la laguna Lacombe.

Tabla 1. Especies registradas en el zooplancton en la laguna Lacombe y su ocurrencia durante el ciclo diario analizado

|                                       | ocaso | medianoche | amanecer | mediodía |
|---------------------------------------|-------|------------|----------|----------|
| <i>Arcella discoidea</i> Ehr.         |       |            | ■        |          |
| <i>A. hemisphaerica</i> Perty         | ■     | ■          |          |          |
| <i>Centropyxis aculeata</i> (Ehr.)    | ■     |            |          |          |
| <i>Diffugia gramen</i> Penard         |       |            | ■        |          |
| <i>Epystilis</i> sp.                  | ■     |            |          |          |
| <i>Rhabdostyla</i> sp.                |       | ■          |          |          |
| <i>Vaginicola</i> sp.                 | ■     |            |          | ■        |
| <i>Vorticella campanula</i> Ehr.      |       | ■          |          |          |
| <i>Asplanchna brightwelli</i> (Gosse) | ■     | ■          |          |          |
| <i>Brachionus plicatilis</i> (O.F.M.) | ■     |            |          |          |
| <i>B. quadridentatus</i> (Hermann)    | ■     |            |          |          |

|   | ocaso | medianoche | amanecer | mediodía |
|---|-------|------------|----------|----------|
| Bdelloideo                                    |       |            |          |          |
| <i>Colurella hindenburgi</i> Steinecke        |       |            |          |          |
| <i>C. uncinata</i> (O.F.M.)                   |       |            |          |          |
| <i>Lecane bulla</i> (Gosse)                   |       |            |          |          |
| <i>L. closterocerca</i> Schmarda              |       |            |          |          |
| <i>L. luna</i> (O.F.M.)                       |       |            |          |          |
| <i>L. quadridentata</i> (Ehr.)                |       |            |          |          |
| <i>Lepadella acuminata</i> (Ehr.)             |       |            |          |          |
| <i>L. ovalis</i> (O.F.M.)                     |       |            |          |          |
| <i>L. minuta</i> Montet                       |       |            |          |          |
| <i>L. patella</i> (O.F.M.)                    |       |            |          |          |
| <i>Lophocaris salpina</i> (Ehr.)              |       |            |          |          |
| <i>Mytilina mucronata</i> (O.F.M.)            |       |            |          |          |
| <i>Paralepadella vanoyei</i> De Ridder        |       |            |          |          |
| <i>Pompholyx sulcata</i> (Hudson)             |       |            |          |          |
| <i>Proalides</i> sp.                          |       |            |          |          |
| <i>Testudinella patina</i> (Hermann)          |       |            |          |          |
| <i>Trichocerca chattoni</i><br>(de Beauchamp) |       |            |          |          |
| <i>T. elongata</i> (Gosse)                    |       |            |          |          |
| <i>T. pusilla</i> (Lauterborn)                |       |            |          |          |
| <i>T. stylata</i> (Gosse)                     |       |            |          |          |
| <i>T. uncinata</i> (Voigt)                    |       |            |          |          |
| <i>Alona glabra</i> Sars                      |       |            |          |          |
| <i>Alona guttata</i> Sars                     |       |            |          |          |
| <i>Bosmina huaronensis</i> Delachaux          |       |            |          |          |
| <i>Ceriodaphnia</i> cfr. <i>dubia</i>         |       |            |          |          |
| <i>C. reticulata</i> (Jurine)                 |       |            |          |          |
| <i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)           |       |            |          |          |
| <i>Coronatella rectangula</i> (Sars)          |       |            |          |          |
| <i>Daphnia spinulata</i> Biraben              |       |            |          |          |
| <i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek.           |       |            |          |          |
| <i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird).       |       |            |          |          |
| <i>Notodiptomus incompositus</i><br>(Brian)   |       |            |          |          |

|  | ocaso | medianoche | amanecer | mediodía |
|--|-------|------------|----------|----------|
| <i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars).         |       |            |          |          |
| <i>Metacyclops mendocinus</i><br>(Wierzejski). |       |            |          |          |
| <i>Cletocamptus deitersi</i> Richard           |       |            |          |          |

**Tabla 2.** Resultados de la interacción entre los factores espaciales y el factor tiempo en los análisis factoriales realizados para los integrantes del zooplancton presentes durante los 4 muestreos del ciclo diario analizado.

|  | Transformación    | Horizontal |       | Vertical |       |
|--|-------------------|------------|-------|----------|-------|
|  |                   | F          | p     | F        | p     |
| <i>Testudinella patina</i>                   |                   | 0,471      | 0,817 | 4,241    | 0,022 |
| <i>Alona glabra</i>                          | Raíz cuadrada     | 0,671      | 0,676 | 3,303    | 0,047 |
| <i>Chydorus sphaericus</i>                   | Log <sub>10</sub> | 0,892      | 0,530 | 2,936    | 0,065 |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>                   | Raíz cuadrada     | 8,474      | 0,001 | 0,256    | 0,856 |
| Total nauplii                                |                   | 1,210      | 0,365 | 0,658    | 0,590 |
| Copepodito <i>Notodiaptomus incompositus</i> |                   | 3,780      | 0,024 | 0,220    | 0,881 |
| Copepodito <i>Acanthocyclops robustus</i>    |                   | 0,282      | 0,935 | 0,752    | 0,537 |
| Adulto <i>N. incompositus</i>                | Log <sub>10</sub> | 1,667      | 0,212 | 0,174    | 0,912 |

## DISCUSIÓN

Los valores de los parámetros físicos y químicos corresponden a rangos normales de un ciclo diario estival y su variación fue escasa, como ha sido señalada para otros lagos someros (José de Paggi, 1995; Benítez, 2008).

La concentración de fósforo total fue menor a la registrada en años previos (Ardohain, 2008) y el valor más elevado coincide cronológicamente con el disturbio generado por la instalación del dispositivo de muestreo. El valor más elevado de turbidez, registrado en el primer evento de muestreo y su posterior descenso a valores mínimos también señala el contraste entre el disturbio ocasionado por la instalación

del muestreador y la ausencia de perturbación en las extracciones sucesivas.

La baja riqueza y densidad zooplancónica se vincularía a la escasa biomasa fitoplanctónica. El fitoplancton estaría influenciado negativamente por la presencia de *M. quitense* ya que una gran proporción de las macrófitas sumergidas liberan sustancias alelopáticas que inhiben el desarrollo de especies fitoplanctónicas (Erhard, 2006).

Los escasos protistas presentes mostraron una baja densidad en el agua libre y su presencia puede relacionarse con la proximidad de las macrófitas emergentes y sumergidas (Mieczan, 2008).

La mayoría de los rotíferos presentes pueden considerarse de hábitos perifiti-

cos (Duggan, 2001). La escasa importancia cuantitativa de los rotíferos en el ciclo diario no coincide con los resultados obtenidos por Duggan *et al.* (1998, 2001) en la región litoral de un lago colonizado con diferentes macrófitas sumergidas mientras que es similar a la distribución que Kuczyńska-Kippen (2003) señala para los márgenes de los *stands* de una especie de *Myriophyllum* en un lago somero. La ausencia de especies típicamente planctónicas podría vincularse a su desventaja competitiva respecto de los cladóceros y copépodos para la obtención del escaso alimento (Mac Isaac y Gilbert, 1989).

La complejidad espacial en la zona litoral facilita la coexistencia de especies de cladóceros planctónicas con las litorales (Scheffer *et al.* 2003). Además, las especies litorales pueden alimentarse de detritos y de esta manera reducir la competencia por las algas planctónicas (Hessen *et al.*, 2003, Nandini *et al.*, 2007). En coincidencia con lo observado por Paterson (1993), Kiss (2006) y Jensen *et al.* (2010), los cladóceros litorales muestran la tendencia a desplazarse durante la noche hacia las aguas libres. En el caso de *D. birgei* y los copepoditos ciclopoideos, se evidencia un desplazamiento horizontal hacia el agua libre en el ocaso lo que podría coincidir con lo mencionado por Paterson (1993) y Cerbin *et al.* (2003) que detectaron comportamientos semejantes pero en dimensión vertical.

La turbulencia del agua, característica en todo ambiente somero sujeto a acción eólica, interfiere en los movimientos migratorios del zooplancton (Benítez, 2008). En este sentido, Easton y Go-

phen (2003) remarcan este efecto en las proximidades de la línea de costa y la validación estadística de las migraciones de sólo una pequeña proporción de las especies presentes en la laguna Lacombe bien puede estar explicada en parte por este mecanismo. Otro fenómeno que pudo enmascarar la validación de las migraciones de algunas especies fue la proximidad temporal entre la instalación del dispositivo y la primera toma de muestras que por ello se vio fuertemente afectada por el disturbio. Por otra parte la escasez de zooplancton hizo que muchas especies no tuvieran una presencia en todos los eventos de muestreo por lo cual fueron descartadas al realizar los análisis de varianza.

La mayor cantidad de indicios de migraciones verticales difiere con lo expresado por Burks *et al.* (2002) quienes resaltan la importancia de las migraciones horizontales en lagos someros, hecho que había sido localmente corroborado por Benítez y Claps (2009) en la laguna de Monte en ausencia de macrófitas sumergidas. Esta discrepancia podría estar relacionada a que en la laguna Lacombe el nivel inferior de la columna de agua estuvo colonizado por macrófitas sumergidas que dejaron libre sólo el nivel superior del perfil vertical, hecho que no se verificó en la Laguna de Monte.

El empleo de sistemas de muestreo ideados para la resolución de objetivos particulares puede ser de gran utilidad, como lo expresan Cerbin *et al.* (2003). En el presente trabajo se emplea un método de extracción de muestras que mostró síntomas de disturbio exclusivamente en el evento de muestreo inme-

diatamente posterior a la instalación del dispositivo. En las extracciones sucesivas las evidencias de disturbio disminuyeron drásticamente y el diseño fue capaz de discriminar con gran poder de resolución niveles de profundidad a pequeña escala en el perfil vertical de un lago somero. La presencia de cladóceros y copépodos, incluso aquellos de mayor tamaño y movilidad, son un indicio de que las bombas sumergibles son aptas en los ambientes lénticos para colectar zooplanctones de elevada capacidad de evasión (Blinn y Green, 1986). Los resultados de Masson *et al.* (2004) en un estudio comparativo de diferentes artes de extracción apoyan el empleo de bombas centrífugas sumergibles para estos propósitos.

Con este sistema se ha continuado con la búsqueda de la dilucidación de la importancia de las migraciones verticales en este tipo de ambientes, sumando la innovadora metodología de muestreo.

### AGRADECIMIENTOS

A Marcelo Martínez Leanes por permitir el acceso a su estancia donde se encuentra la laguna Lacombe. A Gonzalo Ruiz por su colaboración en las tareas de campo. Este trabajo fue subvencionado por CONICET y la Universidad Nacional de La Plata (N 484). Contribución Científica N° 913 del Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet".

### BIBLIOGRAFÍA

- APHA.** 1995. Standard methods for analysis of water and wastewater. 19th ed. American Public Health Association, Washington D.C.
- Arдохain, D. M.** 2008. Respuesta del zooplancton en su estructura y dinámica a factores clave en una laguna arreica (pcia. de Buenos Aires). Tesis Doctoral N° 961. Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo.
- Barker, T., H. M. D. Irfanullah y B. Moss.** 2010. Micro-scale structure in the chemistry and biology of a shallow lake. *Freshwater Biology*, 55: 1145 – 1163.
- Benítez, H. H.** 2008. Estructura y dinámica del zooplancton de una laguna pampásica moderadamente eutrófica (San Miguel del Monte): factores de control. Tesis Doctoral N° 990. Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo.
- Benítez, H. H. y M. C. Claps.** 2009. Distribución horizontal y vertical del zooplancton en un ciclo diario en el litoral de una laguna pampásica. *Biología Acuática*, 26: 19 - 31.
- Blinn, D. W. y J. Green.** 1986. A pump sampler study of microdistribution in Walker Lake, Arizona, U.S.A.: a senescent crater lake. *Freshwater Biology*, 16: 175 – 185.
- Burks, R. L., D. M. Lodge, E. Jeppesen y T. D. Lauridsen.** 2002. Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. *Freshwater Biology*, 47: 343 - 365.

- Cerbin, S., D. J. Balayla y W. Van de Bund. 2003. Small-scale distribution and diel vertical migration of zooplankton in a shallow lake (Lake Naardermeer, The Netherlands). *Hydrobiologia*, 491: 11 - 117.
- Duggan, I. C. 2001. The ecology of periphytic rotifers. *Hydrobiologia*, 446/447: 139–148.
- Duggan, I. C., J. D. Green, K. Thompson y R. J. Shiel. 1998. Rotifers in relation to littoral ecotone structure in Lake Rotomanuka, North Island, New Zealand. *Hydrobiologia*, 387/388: 179 – 197.
- Duggan, I. C., J. D. Green, K. Thompson y R. J. Shiel. 2001. The influence of macrophytes on the spatial distribution of littoral rotifers. *Freshwater Biology*, 46: 777 - 786.
- Easton, J. y M. Gophen. 2003. Diel variation in a vertical distribution of fish and plankton in lake Kinneret: a 24-h study of ecological overlap. *Hydrobiologia*, 421: 91 - 100.
- Erhard, D. 2006. Allelopathy in aquatic environments. En: M. J. Reigosa, N. Pedrol and L. González (Eds.) *Allelopathy: A Physiological Process with Ecological Implications*, Springer: 433 - 450.
- Gilbert, J. J. y S. E. Hampton. 2001. Diel vertical migrations of zooplankton in shallow, fishless pond: a possible avoidance-response cascade induced by notonectids. *Freshwater Biology*, 46: 611 - 621.
- Grzegorz G., N. Kuczyńska-Kippen y P. Klimaszyk. 2005. Diel vertical distribution of zooplankton in Piaseczno Lake (Wdecki Landscape Park) – I. *Crustacea. Oceanological and Hydrobiological Studies*, 34 (4): 97 - 108.
- Grzegorz G., P. Klimaszyk y N. Kuczyńska-Kippen. 2006. Diel vertical distribution of zooplankton in Piaseczno Lake (Wdecki Landscape Park) – II. Rotifera. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 35 (1): 29 - 37.
- Han, B. P. y M. Straškraba. 2001. Control mechanisms of diel vertical migration: theoretical assumptions. *Journal of Theoretical Biology*, 210: 305 – 318.
- Hessen, D. O., B. A. Faafeng y P. Brettum. 2003. Autotroph: herbivore biomass ratios; carbon deficits judged from plankton data. *Hydrobiologia*, 491: 167 – 175.
- Jensen, E., S. Brucet, M. Meerhoff, L. Nathansen y E. Jeppesen. 2010. Community structure and diel migration of zooplankton in shallow brackish lakes: role of salinity and predators. *Hydrobiologia*, 646: 215 – 229.
- José de Paggi, S. 1995. Vertical distribution and diel migration of rotifers in a Paraná River floodplain lake. *Hydrobiologia*, 310: 87 - 94.
- Karabin, A. y J. Ejsmont-Karabin. 2005. An evidence for vertical migrations of small rotifers – a case of rotifer community in a dystrophic lake. *Hydrobiologia*, 546: 381 - 386.
- Kiss, A. 2006. The effects of *Najas marina* on the zooplankton species composition and water chemistry in a small, shallow lake (Fehér-tó, Fertő-Hanság National Park, Hungary). *Opuscula Zoologica Budapest*, 35: 41 - 52

- Kuczyńska-Kippen, N.** 2003. The distribution of rotifers (Rotifera) within a single *Myriophyllum* bed. *Hydrobiologia*, 506: 327 – 331.
- Lorenzen, C. I.** 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments, spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12: 343 – 346.
- MacIsaac, H. J. y J. J. Gilbert.** 1989. Competition between rotifers and cladocerans of different body sizes. *Oecologia*, 81:295-301.
- Masson, S., B. Piel-Alloul, G. Methot y N. Richard.** 2004. Comparison of nets and pump sampling gears to assess zooplankton vertical distribution in stratified lakes. *Journal of Plankton Research*, 26 (10): 1199 - 1206.
- Mieczan, T.** 2008. Influence of emergent and submerged macrophytes on the structure of planktonic ciliate communities in shallow freshwater lakes (Eastern Poland). *International Review of Hydrobiology*, 93: 269 – 283.
- Nandini, S., C. Enríquez-García y S. S. S. Sarma.** 2007. A laboratory study on the demography and competition of three species of littoral cladocerans from Lake Huetzalin, Xochimilco, Mexico. *Aquatic Ecology*, 41: 547 – 556.
- Nesbitt, L., H. Riessen y C. Rachmarrán.** 1996. Opposing predation pressures and induced vertical migration responses in *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 4: 1306 - 1311.
- Paterson, M.** 1993. The distribution of microcrustacea in the littoral zone of a freshwater lake. *Hydrobiologia*, 263: 173 - 183.
- Perticarrari, A., M. S. Arcifa y R. A. Rodrigues.** 2004. Diel vertical migration of copepods in a Brazilian lake: a mechanism for decreasing risk of *Chaoborus* predation? *Brazilian Journal of Biology*, 64: 289 – 298.
- Ringelberg, J. y E. Van Gool.** 2003. On the combined analysis of proximate and ultimate aspects in diel vertical migration (DVM) research. *Hydrobiologia*, 491 85 - 90.
- Scheffer, M., S. Rinaldi, J. Huisman y F. J. Weissing.** 2003 Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. *Hydrobiologia*, 491: 9 – 18.
- Winder, M., M. Boersma y P. Spaak.** 2003. On the cost of vertical migration: are feeding conditions really worse at greater depths? *Freshwater Biology*, 48: 383 – 393.
- Wojtal, A., P. Frankiewicz, K. Izydorczyk y M. Zalewski.** 2003. Horizontal migration of zooplankton in a littoral zone of the lowland Sulejow Reservoir (Central Poland). *Hydrobiologia* 506–509: 339 – 346.
- Van Onsem, S., S. De Backer y L. Triest.** 2010. Microhabitat–zooplankton relationship in extensive macrophyte vegetations of eutrophic clear-water ponds. *Hydrobiologia*, 656: 67 – 81.



## ESTUDIO TAXONÓMICO PRELIMINAR DE LA FICOFLORA PLANCTÓNICA EN LA ZONA ALUVIAL DEL RÍO COLORADO (LA PAMPA, ARGENTINA)

A. E. Biasotti<sup>1</sup>, S. B. Álvarez<sup>1</sup> y A. L. Martínez de Fabricius<sup>2</sup>

1. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam. Uruguay 151 (6300) Santa Rosa, La Pampa, Argentina.
2. Facultad de Ciencias Exactas, Físico Químicas y Naturales, UNRC. Ruta Nacional 36 Km. 601 (5800) Río Cuarto, Córdoba, Argentina.  
*abiasotti@exactas.unlpam.edu.ar*

**ABSTRACT.** This work is part of a larger project on the study of algal biodiversity of a lotic system in La Pampa province. In this first stage we analyze the algal flora of samples collected during the summer season and autumn of 2010. The study area is located in the floodplain of the Colorado River, the natural boundary between the provinces of La Pampa and Río Negro at its intersection with Provincial Route 11 (Department Lihuel Calel). The methodology used in the collection followed the standard parameters for lotic environments. The samples were fixed with 4% formaldehyde and deposited in the herbarium of the Faculty of Agronomy (UNLPam) under the symbol SRFA. The preliminary results of the algal flora of summer and autumn shows 64 taxa, of which 26.5% corresponds to *Cyanophyceae*, 36% to *Chlorophyceae* and *Bacillariophyceae*, and 1.5% to *Dinophyceae*. During the summer the class *Chlorophyceae* species contributed 40% and fall did the *Bacillariophyceae* with 43.7%. The 37.5% of the registered species were common to both seasons.

**KEY WORDS:** Colorado River, phycoflora, *Chlorophyceae*, *Cyanophyceae*, *Bacillariophyceae*.

**PALABRAS CLAVE:** Río Colorado, ficoflora, *Chlorophyceae*, *Cyanophyceae*, *Bacillariophyceae*.

### INTRODUCCIÓN

El río Colorado es el límite natural entre las provincias de Río Negro y La Pampa. En su recorrido se realizan distintos aprovechamientos, tales como la generación de energía hidroeléctrica, regulación de caudales, piscicultura, turismo, riego y la provisión de agua potable a diversas poblaciones. Su importancia socioeconómica y geopolítica está corroborada por los registros hidrológicos realizados por entidades oficiales como el

Comité Interjurisdiccional del Río Colorado (COIRCO).

Los únicos antecedentes sobre aspectos biológicos en la cuenca se basan en muestreos realizados en el embalse Casa de Piedra. Álvarez *et al.* (1993) realizaron una lista de presencia-ausencia de las especies de algas registradas en dicho cuerpo de agua, solicitada por COIRCO. Posteriormente, Wenzel *et al.* (1996) analizaron las *Cyanophyta* y en los últimos años, Echaniz *et al.* (2008) y Bazán *et al.* (2008) determinaron su estado trófico y su ficoflora.

Este es el primer trabajo realizado en un tramo del río objeto de estudio, y tiene la finalidad de dar a conocer información preliminar sobre la composición taxonómica fitoplanctónica registrada en la zona aluvial del río Colorado, durante el verano y otoño de 2010.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El río Colorado nace en la confluencia de los ríos cordilleranos Grande y Barrancas, desembocando en el Océano Atlántico, tiene un régimen principalmente nival con un caudal medio de 148 m<sup>3</sup>/seg. Posee una cuenca de 47458.89 km<sup>2</sup> comprendida en las provincias de Mendoza, Neuquén, Río Negro, La Pampa y Buenos Aires (COIRCO, 2010). Atraviesa las regiones del Monte y del Espinal (Cabrera, 1976), en un recorrido cercano a los 900 km, formando un amplio delta en su desembocadura (Blasi, 1986).



Figura 1. Ubicación del área de muestreo.

El área de estudio se encuentra en el tramo medio del río Colorado, en su in-

tersección con la ruta provincial N° 11 (38° 49' S, 64° 56' W; Departamento Lihuel Calel, provincia de La Pampa) (Figura 1). En esta zona el río presenta un cauce aproximadamente recto con lecho arenoso y discurre sin grandes turbulencias.

### Trabajo de campo y laboratorio

Las muestras fitoplanctónicas fueron colectadas durante los meses de febrero y mayo de 2010 desde la orilla del cauce principal utilizando una red de plancton de 20  $\mu$ m de malla (Schwoerbel, 1975; Ferrario *et al.*, 1995). En forma simultánea se obtuvieron registros de pH con sensor Hanna HI 9635, conductividad con sensor ORION modelo 250 A, y temperatura del agua con termómetro de mercurio. Mediante el uso de un objeto desplazado por el agua se registró la velocidad de corriente (Schwoerbel, 1975; Organización Meteorológica Mundial, 1994). Las muestras cualitativas se fijaron con formaldehído al 4% y se incorporaron al Herbario de Investigación de la Facultad de Agronomía, UNLPam, bajo las siglas SRFA.

El estudio taxonómico se realizó con microscopio óptico Kyowa Medilux-12, provisto con cámara clara de Abbe y ocular micrométrica. Para las determinaciones taxonómicas se consideraron los trabajos de Prescott (1962), Geitler (1932), Desikachary (1959), Komárek & Anagnostidis (2005), Komárek & Fott (1983), Hustedt (1930), Patrick & Reimer (1966, 1975), Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, b) y estudios de floras locales y regionales de

Argentina (Martínez de Fabricius, 1996, 2000; Bazán, 2010; Luque & Martínez de Fabricius, 2002, 2003, 2005; Mirande *et al.*, 1999; Seeligmann *et al.*, 2001). Se tomaron en cuenta nuevas sinonimias aceptadas (Stoermer *et al.*, 1999). Para la determinación de especies pertenecientes a los géneros *Navicula* y *Nitzschia* se adoptó el criterio nomenclatural de Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Parámetros abióticos

La temperatura media del agua osciló entre 25 °C y 16 °C en verano y otoño respectivamente, el pH promedio para estas épocas del año fue de 8,79; el rango de variación de la velocidad de corriente fue de 0,5 a 0,6 m/seg y la conductividad registrada superó los 1000 µS/cm.

### Fitoplancton

Se registraron 64 taxa (Tabla 1), de los cuales, el 26,5% correspondieron a *Cyanophyceae*, el 36% a *Chlorophyceae* y *Bacillariophyceae* y el 1,5% a *Dinophyceae*.

Las *Chlorophyceae* mostraron predominancia sobre las *Bacillariophyceae* en el muestreo de verano, relación que se invirtió en el otoño. El aporte de las clases *Cyanophyceae* y *Dinophyceae* fue similar en ambos muestreos.

Los géneros formadores de agregados cenobiales, como *Pediastrum* y *Scenedesmus*, presentaron mayor número de especies respecto al resto de los taxa de *Chlorophyceae* durante los muestreos de verano y otoño. Entre las *Cyanophyceae* fueron más frecuentes los organismos filamentosos, en su mayoría representantes del género *Oscillatoria*.

Tabla 1. Lista de presencia y ausencia de los taxa identificados en verano y otoño de 2010 en el río Colorado.

|   | V | O |
|---|---|---|
| <b>CYANOPHYCEAE</b>                                     |   |   |
| <b>CHROOCOCCALES</b>                                    |   |   |
| <i>Calothrix</i> sp.                                    | X |   |
| <i>Merismopedia</i> sp.                                 | X | X |
| <i>Merismopedia punctata</i> Meyen                      |   | X |
| <b>CHAMAESIPHONALES</b>                                 |   |   |
| <i>Chamaesiphon</i> sp.                                 |   | X |
| <i>Chamaesiphon confervicola</i> A. Braun in Rabenhorst |   | X |
| <b>HORMOGONALES</b>                                     |   |   |
| <i>Anabaena</i> sp.                                     | X | X |
| <i>Oscillatoria</i> sp.                                 | X | X |
| <i>O. jasorvensis</i> Vouk                              |   | X |
| <i>O. proboscidea</i> Gomont ex Gomont                  | X |   |
| <i>O. proteus</i> Skuja                                 | X |   |
| <i>O. simplicissima</i> Gomont                          | X |   |

|  |   |   |
|--|---|---|
| <i>O. subbrevis</i> Schmidle               | X | X |
| <i>O. tenuis</i> Agardh ex Gomont          |   | X |
| <i>Spirulina</i> sp.                       | X | X |
| <i>Spirulina subsalsa</i> Oerst. Ex Gomont | X |   |
| <i>Synechococcus aeruginosus</i> Näegeli   | X |   |

#### CHLOROPHYCEAE CHLOROCOCCALES

|   |   |   |
|---|---|---|
| <i>Coelastrum</i> sp.   |   | X |
| <i>Dictyosphaerium</i> sp.  | X |   |
| <i>Oocystis</i> sp.   | X | X |
| <i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini                                 | X |   |
| <i>P. simplex</i> var. <i>echinulatum</i> Wittrock                            |   | X |
| <i>P. simplex</i> var. <i>simplex</i> Meyen                                   | X | X |
| <i>P. tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs  |   | X |
| <i>Scenedesmus</i> sp.  | X |   |
| <i>S. dimorphus</i> (Turpin) Kützing  |   | X |
| <i>S. ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat  | X | X |
| <i>S. quadricauda</i> (Turpin) de Brébisson <i>in</i><br>de Brébisson & Godey | X |   |
| <i>S. spinosus</i> Chodat   | X | X |
| <i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansgirg                                   | X | X |
| <i>T. staurogeniaeforme</i> (Schroeder) Lemmermann                            | X | X |
| <i>Tetrastrum elegans</i> Playfair  |   | X |

#### CLADOPHORALES

|  |  |   |
|--|--|---|
| <i>Cladophora glomerata</i> (Lemmermann) Kützing |  | X |
|--|--|---|

#### ZYGNEMATALES

|                              |   |   |
|------------------------------|---|---|
| <i>Cosmarium</i> sp.         | X |   |
| <i>C. botrytis</i> Meneghini |   | X |
| <i>Closterium</i> sp.        | X | X |
| <i>Staurastrum</i> sp.       | X |   |

#### BACILLARIOPHYCEAE

##### CENTRALES

|   |   |   |
|---|---|---|
| <i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen | X | X |
| <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing            | X | X |
| <i>Melosira varians</i> C. A. Agardh              | X | X |
| <i>Stephanodiscus</i> sp.                         | X | X |

**PENNALES**

|  |   |   |
|--|---|---|
| <i>Cocconeis placentula</i> var. <i>eliptica</i> (Ehrenberg) Cleve | X | X |
| <i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith                     | X | X |
| <i>Cymbella affinis</i> Kützing                                    | X | X |
| <i>Diatoma vulgare</i> Bory  |   | X |
| <i>Ephitemia</i> sp.   | X | X |
| <i>Eunotia</i> sp.   | X | X |
| <i>Fragilaria</i> sp.  | X | X |
| <i>Gomphonema</i> sp.  | X | X |
| <i>Hantzschia amphixys</i> (Ehrenberg) Grunow                      |   | X |
| <i>Mastogloia</i> sp.  |   | X |
| <i>Navicula</i> sp.  | X | X |
| <i>Nitzschia</i> sp.   |   | X |
| <i>Nitzschia sigmoidea</i> (Ehrenberg) W. Smith                    |   | X |
| <i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Müller                         |   | X |
| <i>Surirella</i> sp.   |   | X |
| <i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg                            | X | X |

**CLASE DINOPHYCEAE**

**PERIDINIALES**

|  |   |   |
|--|---|---|
| <i>Ceratium birundinella</i> (O. F. Müller) Dujardin | X | X |
|--|---|---|

En las dos estaciones del año analizadas se observó un 37% de especies comunes. El mayor aporte correspondió al grupo de las *Bacillariophyceae*. En concordancia con los estudios realizados en el río Cuarto (Martínez de Fabricius, 1996, Luque & Martínez de Fabricius, 2003) las diatomeas pennadas mostraron preponderancia sobre las formas céntricas.

A grandes rasgos, el relevamiento de la taxocenosis se ajusta a nivel genérico con lo encontrado por Álvarez *et al.* (1993) y Wenzel *et al.* (1996). Existen diferencias en la riqueza específica en el tramo de estudio comparado con lo analizado en las mismas estaciones del año en el Embalse Casa de Piedra, ubicado a

más de 280 km aguas arriba de los puntos de muestreo de este trabajo.

**AGRADECIMIENTOS**

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam, por el apoyo brindado para la realización de este trabajo.

**BIBLIOGRAFÍA**

Álvarez, S.B, G.I. Bazán, O.E. Romero y M.T. Wenzel. 1993. Ficología del Embalse Casa de Piedra. V Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales. I-nédito.

- Bazán, G.I., S.B. Álvarez, S.A. Echaniz, A.M. Vignatti y O. Del Ponti. 2008. Estudio de la ficoflora en el Embalse Casa de Piedra. IV Congreso Argentino de Limnología, pág. 87. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.
- Bazán, G.I. 2010. Estudios Ficológicos en el Sistema Lenítico de La Arocena (Departamento Maracó), La Pampa, Argentina. Tesis Doctoral T.661. Universidad Nacional de Río IV. 203 pp.
- Blasi, A.M. 1986. Sedimentología del Río Colorado. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. Tesis Doctoral N° 0464.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Tomo II, Fascículo I, Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Editorial ACME. Reimpresión 1994, 85 pp.
- COIRCO. 2010. Programa Integral de Calidad de Aguas del río Colorado, Subprograma Calidad del Medio Acuático, 2008. Comité Interjurisdiccional del río Colorado, Secretaría de energía de la Nación, Grupo Interempresario. 131 pp.
- Desikachary, T. V. 1959. *Cyanophyta*. Ind. Counc. Agr. Res., New Delhi, 686 pp.
- Echaniz, S.A., A.M. Vignatti, O. Del Ponti, S.B. Álvarez, G.I. Bazán, E.M. Quirán, M.A. Rocha y I.L. Doma. 2008. Estado trófico del Embalse Casa de Piedra (La Pampa, Argentina). IV Congreso Argentino de Limnología, pág. 122. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.
- Ferrario, M.E., E. Sar y S. Sala. 1995. Metodología básica para el estudio del fitoplancton con especial referencia a las Diatomeas. En: K. Alveal, M.E. Ferrario, E.C. Oliveira & E. Sar (Eds.). *Manual de Métodos Ficológicos*: 1-24.
- Geitler, L. 1932. *Cyanophyceae*. In: *Rabbenhorst's Kryptogamen-Flora*, 14, 1196 pp.
- Hustedt, F. 1930. Bacillariophyta (Diatomaceae). In A Pascher *Die Süßwasserflora Mitteleuropas* Heft. 10. 466 pp. Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Komárek, J. y B. Fott. 1983. *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie*. Schweizbart'sche Verlagsbuchandlung (Nägele u Obermiller). Stuttgart.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 2005. *Cyanoprokaryota. 2. Teil: Oscillatoriales. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Begr. Von Pascher Hrsg. Von H. Ettl. Jena. G. Fischer Bd. 19/2. 759 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1986. BACILLARIOPHYCEAE 2. *Naviculaceae*, Band 2 (1) 875 pp. G.S. Verlag, Jena.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1988. BACILLARIOPHYCEAE 2. *Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae*, 2 (2), Stuttgart, 596 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1991a. BACILLARIOPHYCEAE 3. Teil: Centrales, *Fragilariaceae, Eumotiaceae*. In: H.Ettl; J. Georloff; H. Heyning & D. Mollenhauer (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 2 (3): 576 pp. G.F. Verlag, Stuttgart.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1991b. BACILLARIOPHYCEAE 2. Teil: *Achnanthaceae*; Kritische Ergän-

- zungen zu *Navicula* (Lineolate) und *Gomphonema*. In: H. Ettl; J. Gerloff; H. Heyning y D. Mollenhauer (eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2 (4) 437 pp. G.F. Verlag, Stuttgart.
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius.** 2002. Distribución Temporal de Algas Epilíticas en el río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). Bol. Soc. Argent. Bot. 37(1-2): 29-39.
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius.** 2003. Distribución Temporal del Fitoplancton y epilíton en el río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). Limnetica 22(3-4): 19-34.
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius.** 2005. Algas Fitoplanctónicas del río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina) y su relación con los factores ambientales. Lilloa 42 (1-2): 69-79.
- Martínez de Fabricius, A.L.** 1996. Bacillariophyceae del Río Cuarto. Provincia de Córdoba, Argentina. Tesis Doctoral N° 673, Universidad Nacional de La Plata. 298 pp.
- Martínez de Fabricius, A.L.** 2000. Bacillariophyceae del Río Cuarto, Provincia de Córdoba (Argentina), Fam. *Thalassiosiraceae*, *Melosiraceae* y *Diatomaceae*. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica. 35 (1-2): 33-48.
- Mirande, V., N. Romero, M.A. Barrionuevo, G.S. Meoni, B. Navarro, M.C. Apella y B.C. Tracanna.** 1999. Human impact on some limnological characteristics of the Gastona river (Tucumán, Argentina). Acta Limnológica Brasiliensia, 11 (2): 101-110.
- Organización Meteorológica Mundial.** 1994. Guía de Prácticas Hidrológicas. OMM –N° 168, quinta edición, 785 pp.
- Patrick, R. y CH. Reimer.** 1966. The Diatoms of United States. V. 1. *Monogra. Acad. Sci. Philadel.* 13, 688 pp.
- Patrick, R. y CH. Reimer.** 1975. The Diatoms of United States. V. 1. *Monogra. Acad. Sci. Philadel.* 13, 213 pp.
- Prescott, G.M.** 1951. Algae of the Western Great Lakes Area. 946 pp. N.M.C. Brown Co. Inc.
- Schwoerbel, J.** 1975. Métodos de Hidrobiología. Ed. Hermann Blume. Madrid. España. 262 pp.
- Seeligmann, C., B.C. Tracanna, S. Martínez De Marco y S. Isasmendi.** 2001. Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la calidad del agua de sistemas lóticos en el noroeste argentino. Limnetica 20 (1): 123-133.
- Stoermer, E.F., R.G. Kreis y N.A. Andersen.** 1999. Checklist of Diatoms from the Laurentian Great Lakes. II. J. Great Lakes Res., 25(3): 515-566.
- Van Landingham, S.L.** 1967-1979. Catalogue of the Fossil and Recent Genera and Species of Diatoms their Synonyms. J. Cramer, Vaduz. I-VIII, 4654 pp.
- Wenzel, M. T., S. B. Álvarez y G. I. Bazán.** 1996. Estudio preliminar de las cianofíceas del Embalse Casa de Piedra (Provincia de La Pampa). Argentina. Physis (Buenos Aires), Secc. B, 51 (120-121): 9-16.



## CARACTERIZACION ÓPTICA DE LAS LAGUNAS SAUCE GRANDE Y CHASICÓ (PROVINCIA DE BUENOS AIRES)

V. Y. Bohn<sup>(1,2)</sup>, M. C. Piccolo<sup>(1,2)</sup>, G. M. E. Perillo<sup>(1,3)</sup>,  
P. D. Pratolongo<sup>(1,4)</sup> y C. F. Fornerón<sup>(1,2)</sup>

1. CONICET - Instituto Argentino de Oceanografía (IADO)  
CC 804 B8000FWB Bahía Blanca, Argentina - Tel: (54-291) 486-1112/1519  
Fax: (54-291) 486-1112/1519

2. Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur (UNS)  
12 de octubre y San Juan. 4º Piso. 8000 Bahía Blanca, Argentina.

3. Departamento de Geología, UNS. San Juan 670. 1er. Piso. 8000 Bahía Blanca, Argentina

4. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, UNS. San Juan 670. 2º Piso. 8000. Bahía Blanca, Argentina  
*vbohn@criba.edu.ar*

**ABSTRACT.** The aim of this work was to evaluate the optical characteristics and the physical and chemical parameters in order to determine zones in the Sauce Grande and Chasicó shallow lakes (Buenos Aires province). A portable spectroradiometer was used to obtain the reflectance spectra. The measurements were done in February, 2010. The chlorophyll-*a* values were obtained in laboratory from surface-derived water samples. A multiparameter probe was used to obtain the *in situ* parameters. Water transparency was estimated using a Secchi disc. As a result from the statistical analysis by the spectral signature from water, 3 zones were obtained in every lake. In Chasicó lake, the zone 1 represented the center-south area in the lake; the zone 2 was coincident with the NW in the lake whereas the zone 3 was related to the Chasicó river mouth. In Sauce Grande shallow lake, the subzones represented: the NNE area in the lake (zone 1); E and SE of the water body (zone 2) and the Sauce Grande river mouth (zone 3). The maximum depth in the Chasicó lake was 9 m whereas in Sauce Grande shallow lake was 1,50 m. As a consequence, the reflectance values in the Sauce Grande shallow pond surpassed the 8% and in the Chasicó lake the reflectance values did not surpass the 6%. Even though both water bodies are shallow, the effect from the bottom was more evident in the Sauce Grande lake than in Chasicó lake.

**KEYWORDS:** optical zones, chlorophyll-*a*, turbidity, lakes.

**PALABRAS CLAVE:** zonas ópticas, clorofila *a*, turbidez, lagos.

### INTRODUCCIÓN

El agua pura, sin partículas en suspensión o materia disuelta coloreada, absorbe o transmite la mayor parte de la radiación visible y prácticamente toda la radiación en longitudes de onda superiores a los 700 nm. Sin embargo, los cuerpos de agua naturales presentan

espectros de reflectancia propios, los que pueden ser medidos *in situ* con un espectroradiómetro. La variabilidad en la reflectividad del agua dentro de este rango de longitudes de onda depende de la profundidad, el contenido de materiales disueltos y en suspensión (clorofila, arcillas, nutrientes) y la rugosidad de la superficie (Sobrino *et al.*, 2000).

Estas variaciones, han demostrado su utilidad para determinar concentraciones de sedimentos orgánicos e inorgánicos en agua (Castillo *et al.*, 2005), como así también para detectar cambios ecológicos en lagos, ríos y estuarios (Gons, 1999).

En Argentina se han realizado numerosos estudios en relación a la caracterización de lagunas y lagos sobre la base de parámetros físicos, químicos y biológicos, así como también acerca de la variación de sus aguas desde los estados “turbios” a “claros” (Quirós *et al.*, 2002; Quirós, 2005) y entre diferentes estados de eutrofia (Diovisalvi *et al.*, 2010). Sin embargo, la gran parte de esos trabajos apuntan a estudiar el parámetro de interés de manera discreta (según puntos de muestreo) y no de manera global.

El presente estudio tiene como motivación explorar la posibilidad de utilizar los espectros de reflectancia en la caracterización de las masas de agua. El objetivo particular de este trabajo fue detectar zonas en el interior de las lagunas Chasicó y Sauce Grande (provincia de Buenos Aires) sobre la base de sus características ópticas y analizar su potencial como indicadores de propiedades físico-químicas del agua superficial.

### Área de estudio

La laguna Chasicó se localiza en la región semiárida del sudoeste de la Provincia de Buenos Aires, en el área deprimida de la vertiente suroeste del Sistema orográfico de Ventania (Fig. 1). Es un sistema cerrado que recibe las aguas del arroyo homónimo y de sus afluentes.

El drenaje de las sierras se encauza a través de un conjunto de pequeños cur-

sos que desaguan en el arroyo Chasicó. Su sistema de recarga se produce por la aportación directa de las precipitaciones, a través del proceso de infiltración de las aguas subterráneas y por el aporte de los escurrimientos superficiales de una amplia cuenca de recepción de 3764 km<sup>2</sup> (Bonorino, 1991) que descarga y encuentra su nivel de base sobre la depresión lagunar que se extiende sobre la cota de -20 msnm (Fig. 1). En la actualidad su desarrollo espacial es de aproximadamente 50 km<sup>2</sup>.

La laguna Sauce Grande se localiza en el Sudoeste de la provincia de Buenos Aires. Es un cuerpo de agua originado por el embalse natural del agua de esorrentía condicionado por la presencia de la barrera medanosa austral (Isla *et al.*, 2001) (Fig. 1). Pertenece a la cuenca del río Sauce Grande, de 3027 km<sup>2</sup>. La laguna, típicamente pampeana, tiene forma de cubeta ovoide elongada en sentido Este-Oeste y presenta una superficie de 23 km<sup>2</sup>. Su profundidad varía entre 0,60 m y 1,80 m, mientras que la profundidad media alcanza 1,40 m. En este cuerpo de agua se desarrollan numerosas actividades recreativas, siendo uno de los principales atractivos la pesca deportiva de pejerrey (Fornerón *et al.*, 2011).

El clima de la región en la que se encuentran ambas lagunas es templado, con veranos e inviernos bien definidos y primaveras y otoños moderados. Los valores medios mensuales de temperatura oscilan entre los 14 y los 20 °C. Las precipitaciones son irregulares, de tipo frontal y otorgan un carácter subhúmedo al clima con valores anuales que oscilan entre 600 y 700 mm (Campo *et al.*, 2004).

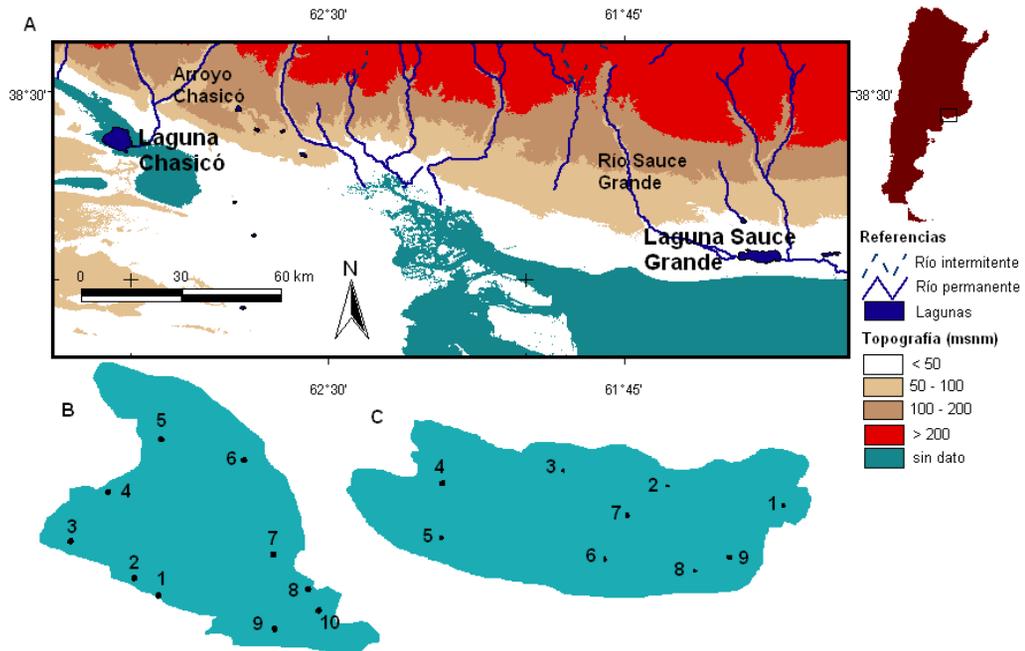


Figura 1. Localización de las lagunas estudiadas en la provincia de Buenos Aires (Argentina) (A) y sitios de muestreo en Chasicó (B) y Sauce Grande (C). Las figuras B y C no se muestran en escala.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La reflectancia ( $R$ ) de la superficie del agua en las lagunas Sauce Grande y Chasicó fue medida con un espectroradiómetro de campo manual Ocean Optics Inc<sup>a</sup> USB2000 (Resolución espectral 0,7–1,0 nm) en el rango 300–1700, aunque sólo fue considerado el rango 450–750 nm. Las mediciones se realizaron durante el mes de febrero de 2010 entre las 10:00 y las 12:00 horas, en condiciones de escasa nubosidad. Las lagunas fueron divididas en 10 (Chasicó) y 9 (Sauce Grande) sitios de muestreo, localizados mediante un Sistema de Posicionamiento Global (GPS) (Fig. 1). La calibración de cada una de las mediciones fue realizada usando una superficie de máxima reflectancia (blanco) y una superficie de mínima reflectancia (negro). La máxima reflectancia se determinó mediante el uso de una superficie

estándar de reflectancia difusa (Ocean Optics WS-1) y la mínima reflectancia se obtuvo mediante el cierre de la entrada de luz a la fibra óptica. Las mediciones de reflectancia fueron realizadas 2 veces en forma secuencial y posteriormente promediadas para cada punto de muestreo. El sensor se colocó a una distancia de 0,50 m aproximadamente de la superficie. Los valores de reflectancia para cada rango del espectro fueron obtenidos mediante la conexión del espectroradiómetro y el software SpectraSuite.

Las muestras de agua destinadas a la determinación de concentraciones de clorofila "a" fueron obtenidas mediante el uso de una botella van Dorn, a nivel superficial (20 cm). Las mismas fueron analizadas en laboratorio de acuerdo al método espectrofotométrico APHA (1998). La medición de los parámetros pH, conductividad eléctrica (CE, mS/cm),

oxígeno disuelto (mg/l), temperatura del agua (°C), turbidez (NTU) y salinidad se realizó *in situ* mediante una sonda multiparamétrica Horiba U-10. La transparencia del agua fue estimada mediante la lectura de un disco de Secchi (DS), para ser utilizada posteriormente en la validación de los espectros obtenidos mediante el espectroradiómetro. El estado trófico de las lagunas fue determinado sobre la base de los contenidos de clorofila “a” en superficie (Carlson, 1977).

Para la zonificación de las lagunas se realizó un análisis de agrupamiento (cluster) de los sitios en función de los valores de reflectancia para las distintas longitudes de onda dentro del rango considerado (1 nm de resolución espectral). Se utilizó el índice de similitud de correlación de Pearson y el método de aglomeración de enlace medio. Este análisis se realizó con el programa XLSTAT2008 (versión de prueba; Addinsoft, New York, USA) y la cartografía se efectuó mediante la incorporación de las variables en un Sistema de Información Geográfica (SIG). El área de las lagunas fue obtenida a partir del procesamiento (clasificación supervisada) de imágenes satelitales Landsat 5 (226/087 y 227/087), correspondientes a la fecha de muestreo. Las imágenes fueron corregidas geométrica y atmosféricamente (Song *et al.* 2001) en el software Envi 4.7.

## RESULTADOS

### Parámetros físicoquímicos del agua superficial de las lagunas

**Laguna Chasicó.-** La temperatura del agua varió de 22,4 a 24,2 °C entre sitios de muestreo (Tabla 1). La conductividad eléctrica (CE) presentó valores mínimos (sitio 8) y máximos (sitio 3) de 30,40 y

40,50 mS/cm, respectivamente. Sobre la base de los contenidos de sales, la laguna Chasicó fue considerada polihalina (~25 g/l) (Ringuelet, 1972).

La distribución de la clorofila “a” fue homogénea entre los sitios e indicó el estado mesotrófico de las aguas. La concentración máxima se produjo en el sector noroeste de la laguna mientras que la concentración mínima fue detectada hacia el norte, en el sitio 5 (Fig. 2). En cuanto a la profundidad de la laguna, los sitios 3 y 4 (NO de la laguna) fueron los más profundos ( $Z > 8$  m) mientras que los sitios más someros fueron el 1, 8 y 9 (SE de la laguna) (Figs. 1 y 2).

**Laguna Sauce Grande.-** La temperatura del agua superficial en los sitios de muestreo fue de 21,2 – 22,3 °C (Tabla 1). La CE media fue de 6,99 mS/cm ( $\pm 0,11$ ) con máximos de 7,09 mS/cm (sitio 7) y mínimos de 6,74 mS/cm (sitio 5) (oligo-halina). La laguna presentó escasa profundidad con máximos de 1,20 m (sitio 7) y mínimos de 0,70 m (sitio 5).

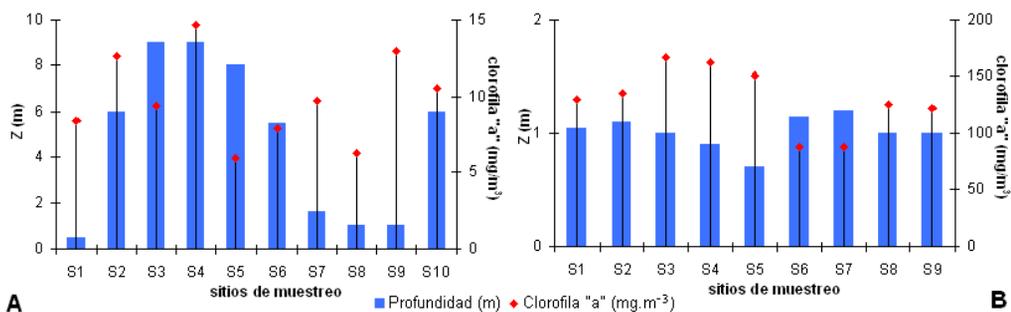
La distribución de la clorofila “a” entre sitios de muestreo fue homogénea (Fig. 2). Las concentraciones medias de clorofila “a” alcanzaron los 129,87 mg/m<sup>3</sup> ( $\pm 28,62$ ) y determinaron el estado eutrófico de la laguna.

### Zonificación del área de las lagunas según propiedades ópticas

**Laguna Chasicó.-** Como resultado del análisis de cluster se definieron 3 grupos de sitios dentro de la laguna: un único grupo nuclea a la mayoría de los sitios, que presentan características espectrales relativamente homogéneas (zona 1), mientras que los sitios 5 y 8 presentan poca semejanza entre sí y con el resto de los sitios, por lo que se los considera

**Tabla 1.** Parámetros fisicoquímicos del agua superficial y profundidad de las lagunas Sauce Grande y Chasicó en febrero de 2010.

|                                    | Laguna       |        |          |         |       |          |
|------------------------------------|--------------|--------|----------|---------|-------|----------|
|                                    | Sauce Grande |        |          | Chasicó |       |          |
|                                    | Mín.         | Máx.   | promedio | Mín.    | Máx.  | promedio |
| Temperatura del agua (°C)          | 21,20        | 22,30  | 21,77    | 22,40   | 24,20 | 23,5     |
| CE (mS/cm)                         | 6,74         | 7,09   | 6,99     | 30,40   | 40,50 | 38,6     |
| pH                                 | 8,71         | 8,85   | 8,75     | 8,63    | 8,72  | 8,7      |
| Oxígeno disuelto (mg/l)            | 7,39         | 8,38   | 7,88     | 4,50    | 7,38  | 5,9      |
| Profundidad (m)                    | 0,70         | 1,20   | 1,01     | 0,50    | 9,00  | 4,76     |
| Disco Secchi (m)                   | 0,08         | 0,10   | 0,08     | 0,30    | 1,10  | 0,83     |
| Clorofila "a" (mg/m <sup>3</sup> ) | 87,54        | 166,91 | 129,87   | 5,92    | 14,65 | 9,83     |



**Figura 2.** La concentración promedio de clorofila "a" en la laguna Chasicó (A) fue de 9,83 mg/m<sup>3</sup> ( $\pm 2,88$ ) mientras que en la laguna Sauce Grande (B) el valor medio fue de 129,87 mg/m<sup>3</sup> ( $\pm 28,62$ ).

como representativos de zonas diferentes dentro de la laguna (zonas 2 y 3, respectivamente) (Figs. 3a y b).

El espectro de la zona 1 mostró valores medios de reflectancia de 4,64 % ( $\pm 0,98$ ) con máximos de 5-6 % en el rango de longitud de onda de 550-600 nm (verde) (Fig. 4a). La curva espectral correspondiente a esta zona, en sus valores medios, se relaciona con altos contenidos de clorofila y sedimentos. Sin embargo, no es posible determinar la contribución de cada uno de ellos en los valores de reflectancia.

El sitio 1 presentó los valores de reflectancia más altos en relación a los demás sitios incluidos en la zona 1. Ello responde a que se trata del sitio más somero (SO de la laguna, muelle) al igual que los sitios 6 y 7 (ambos situados al E de la laguna) (Fig. 4b). Ambos presentaron escasa transparencia del agua (DS=0,90m). La respuesta espectral obtenida para todos los sitios de la zona 1 fueron similares: los valores de R ascendieron en las longitudes de onda cortas (azul-verde), alcanzaron los valores máximos en las longitudes de onda 550-620 nm (verde-amarillo) y

luego descendieron, lo cual es típico en aguas claras y profundas ( $Z_{media} = 4,76 (\pm 3,34)$ ). Los sitios 3 y 4 presentaron los menores valores medios de reflectancia, lo cual podría relacionarse con mayores profundidades ( $Z=9$  m).

La zona 2, representada por el sitio de muestreo 5, se caracteriza por bajos valores de reflectancia y una escasa variabilidad entre las longitudes de onda del espectro (reflectancia media = 5,41 %). Esto podría responder a que este sector es uno de los más profundos de la laguna ( $Z=8$  m), con mayor transparencia de sus aguas ( $DS=1,1$  m) y escasos contenidos de clorofila "a" ( $5,92$  mg/m<sup>3</sup>) (Fig. 4b).

Las características ópticas del sitio 8 (zona 3) se relacionan con la presencia del arroyo Chasicó y, posiblemente con la influencia de su caudal en la laguna (Fig. 4b). Se trata de una zona somera

( $Z=1$ m) en la que la respuesta reflectiva se incrementó en forma lineal en función de la longitud de onda. Los valores medios de reflectancia sobrepasaron el 9 %, lo cual se relacionó con la predominancia de sedimentos en suspensión. La lectura del DS en esta zona fue de 0,3 m (Tabla 1) y la velocidad del viento de 6 km/h.

**Laguna Sauce Grande.-** Se definieron 3 zonas: la zona 1, representó el sector NNE de la laguna (sitio 2); la zona 2 fue coincidente con los sitios 1, 6, 7, 8 y 9 (E y SE de la laguna) y la zona 3, representada por los sitios 3, 4 y 5 (O de la laguna) (Fig. 5). Los valores de reflectancia en la zona 1 mostraron escasa variación en el espectro con valores medios de 21,24 % ( $\pm 2,01$ ) (Fig. 6a). La mayor R se detectó en el rango de 550-600 nm. El viento en este sector fue de 20 km/h, lo cual

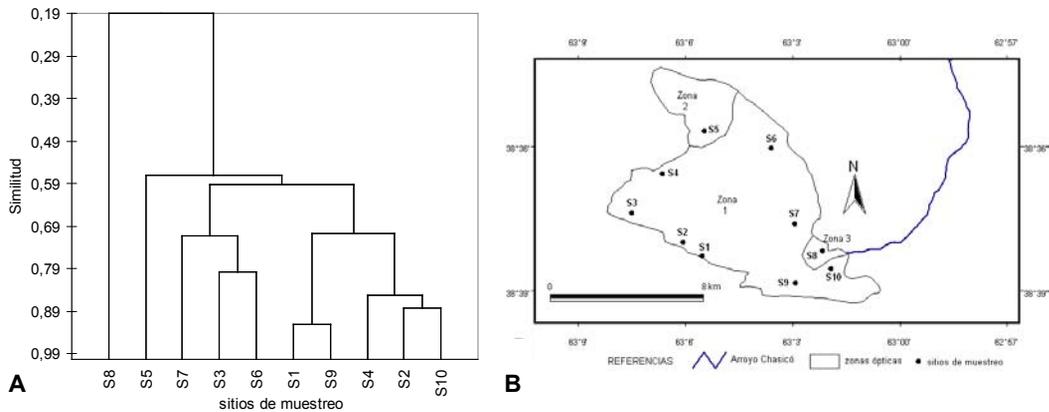


Figura 3. Análisis de agrupamiento (cluster) para los sitios de muestreo (A) y zonificación en la laguna Chasicó (B) sobre la base de sus características ópticas.

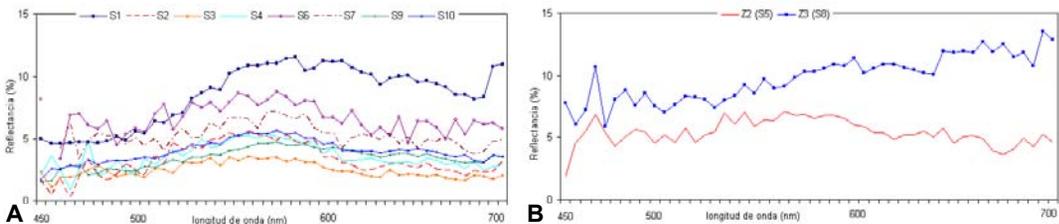


Figura 4. Espectros de reflectancia correspondientes a las zonas 1 (A), 2 y 3 (B). Laguna Chasicó (febrero de 2010).

contribuyó a la presencia de sedimentos en suspensión. La curva espectral de esta zona de la laguna fue similar a la reflectancia típica de aguas turbias (Zuñiga, 2004). En relación a las concentraciones de clorofila "a", esta zona fue caracterizada como mesotrófica ( $136 \text{ mg/m}^3$ ).

La zona 2 incluyó los sitios de muestreo 1, 6, 7, 8 y 9 (sector E-SE de la laguna). Se trata de un sector básico desde el punto de vista de su pH ( $\sim 8,70$ ). Las aguas presentaron escasa transparencia debido a las concentraciones de clorofila "a" y sedimentos en suspensión (turbidez). Las mismas fueron de  $110 \text{ mg/m}^3$  (cuerpo de agua eutrófico) y 600 NTU, respectivamente. En el espectro, dicha característica se reflejó en el aumento de la reflectancia a partir de los 680 nm (Fig. 6a).

Ambas zonas (Fig. 6) presentaron los mayores valores de reflectancia en las lon-

gitudes de onda correspondientes al rango 550-570 nm mientras que la mayor absorción se obtuvo en el rango de los 450-490 nm. Para estos sitios, se obtuvo una correlación negativa entre la reflectancia del agua (en el espectro 450-500 nm) y los contenidos de clorofila "a" ( $R^2=0,95$ ).

Los sitios 3, 4 y 5 integraron la zona 3 de la laguna Sauce Grande, en el sector N-NO de la misma (Fig. 6a). La temperatura media de este sector fue de  $\sim 22^\circ \text{C}$ . De acuerdo a los valores registrados para CE y clorofila "a" este sector de la laguna fue caracterizado como oligohalino y eutrófico, respectivamente. La transparencia del agua fue escasa ( $DS < 0,1 \text{ m}$ ) como consecuencia de la afluencia del caudal del río Sauce Grande.

El espectro de esta región fue homogéneo entre sitios de muestreo, con valores medios de reflectancia de 8,80 %

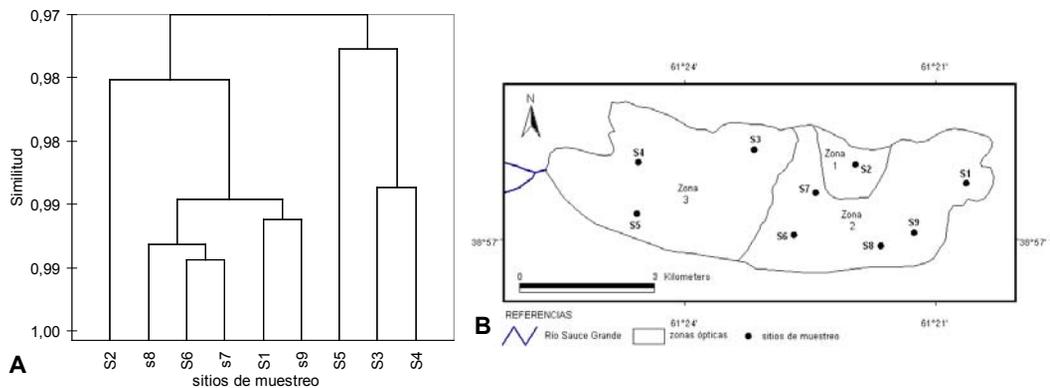


Figura 5. Análisis de agrupamiento (cluster) para los sitios de muestreo (A) y zonificación en la laguna Sauce Grande (B) sobre la base de sus características ópticas.

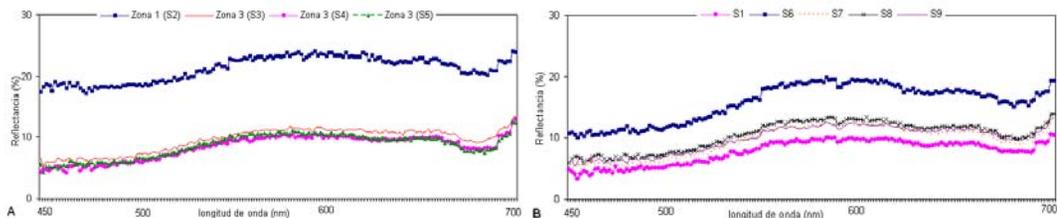


Figura 6. Espectros de reflectancia correspondientes a las zonas 1, 3 (A) y 2 (B). Laguna Sauce Grande (febrero de 2010).

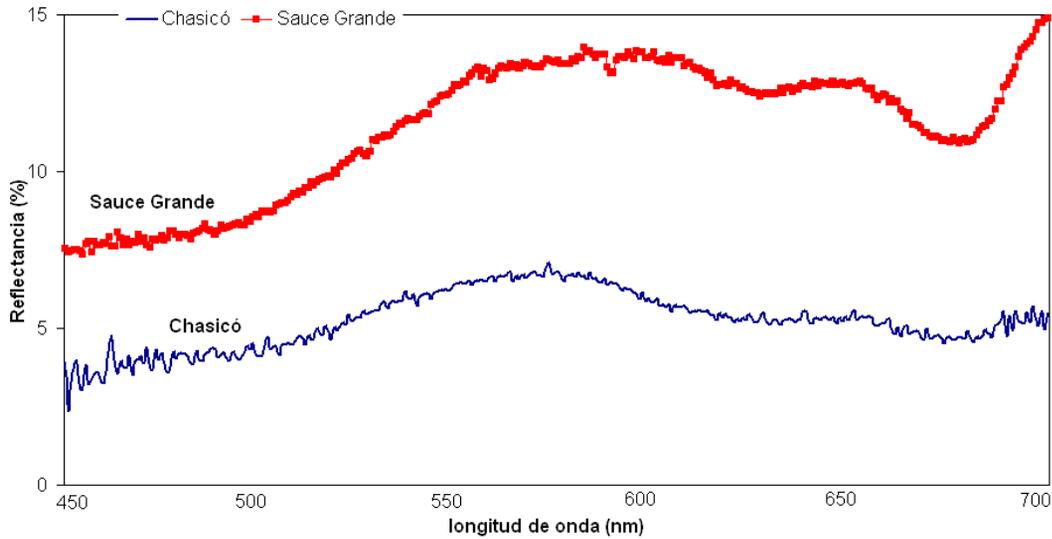


Figura 7. Espectros de reflectancia en ambas lagunas (valores medios entre sitios).

( $\pm 1,96$  %). Los mayores valores de R se dieron a partir de los 680 nm, como respuesta a la turbidez elevada del sector (600 NTU).

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El espectro obtenido para cada laguna, como promedio de la reflectancia entre sitios de muestreo, mostró mayores valores en el rango de 500-600 nm (verde) y 650-700 nm (naranja-rojo) en las lagunas Chasicó y Sauce Grande, respectivamente (Fig. 7). En el primero de los casos, la respuesta espectral se relacionó con la presencia de clorofila y escasa turbidez mientras que en la laguna Sauce Grande, la relación con el contenido de clorofila no fue tan clara, sugiriendo una mayor incidencia de las concentraciones de materia orgánica e inorgánica presentes como sólidos en suspensión. Si bien fue posible detectar la presencia tanto de clorofila como de sedimentos en suspensión (altamente reflectivos), la determinación de la contribución de cada uno de ellos al total

del valor de reflectancia es un procedimiento complejo (Mather, 2004).

La rugosidad de la superficie determina en gran medida la forma en que esta interactúa con la radiación. Si la superficie no presenta rugosidad, la radiación es reflejada en forma especular, con lo cual se obtiene escasa información si la medición no se realiza considerando el ángulo de incidencia de la luz (Zuñiga, 2004). La rugosidad de la superficie en los cuerpos de agua, provocada por acción del viento, también determinó la diferencia entre la reflectancia de ambas lagunas. En la laguna Sauce Grande, la velocidad del viento fue mayor a los 20 km/h mientras que en la laguna Chasicó no fue superior a los 6 km/h durante las mediciones. Ello produjo que, en el primero de los casos, la superficie presentara mayor rugosidad y, por lo tanto, mayor reflectancia difusa fácilmente detectada por el instrumento (Fig. 7). Por el contrario, en el caso de Chasicó, las aguas se comportaron como una superficie especular con valores bajos de reflectancia ( $R < 7\%$ ).

La curva de reflectancia espectral característica del agua muestra una reducción general de la reflectancia con el aumento de la longitud de onda, por lo que dicho parámetro tiende a cero en aguas claras y profundas (Gutiérrez Pérez y Muñoz Nieto, 2006). La máxima profundidad hallada en la laguna Chasicó fue de 9 m mientras que en Sauce Grande fue de 1,20 m. Como consecuencia de ello, los valores de R hallados en ésta última fueron superiores al 8 % y para la laguna Chasicó fueron inferiores al 7 % (Fig. 7). Si bien ambos son cuerpos de agua someros, el efecto que ejerce el fondo sobre la reflectancia en aguas poco profundas fue mayormente evidenciado en la laguna Sauce Grande.

En estudios anteriores, en los que los valores de reflectancia fueron obtenidos a partir de imágenes satelitales, no fue posible establecer una relación funcional precisa entre la respuesta espectral y la concentración de clorofila en aguas con altas concentraciones de sedimentos en suspensión (Bohn, 2009; Sváb *et al.*, 2005) En este trabajo, en cambio, los parámetros físicoquímicos del agua mostraron cierta relación con los espectros de reflectancia obtenidos *in situ* mediante el espectroradiómetro de campo a pesar de la variabilidad en la transparencia del agua entre sitios de muestreo y entre lagunas. Resultados de este tipo ponen de manifiesto el potencial de la caracterización espectral de los cuerpos de agua a través de sensores remotos y alientan el estudio de las relaciones entre propiedades ópticas y parámetros físicoquímicos.

#### AGRADECIMIENTOS

La presente investigación fue realizada mediante subsidios otorgados por el Consejo Nacional de Investigaciones

Científicas y Técnicas (CONICET), la Universidad Nacional del Sur (UNS) (Proyecto PICT *Estudio Integrado de lagunas pampeanas (Provincia de Buenos Aires)*). Los autores agradecen al Departamento de Geografía y Turismo (UNS) y al Sr. Ariel Rule (por el apoyo brindado durante el trabajo de campo).

#### BIBLIOGRAFÍA

- American Public Health Association - American Water Works Association - Water Environment Federation (APHA-AWWA-WEF). 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., Eaton, A.D. (Eds.). 20<sup>th</sup> Edition. American Public Health Association. Washington.
- Bohn, V.Y. 2009. Geomorfología e hidrografía de las lagunas del sur de la provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral. Departamento de Geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. Argentina. 233 pp.
- Bonorino, A.G. 1991. Evaluación de la recarga de las Aguas Subterráneas en el Área de la Vertiente Occidental de las Sierras Australes. Provincia de Buenos Aires. Revista Asociación Geológica Argentina, XLVI (1-2):93-102.
- Campo, A., A. Capelli, y P. Diez. 2004. El clima del Sudoeste Bonaerense. Departamento de Geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. 99 pp.
- Carlson, R. 1977. A Trophic State Index for Lakes. Limnology and Oceanography, 22: 361-369.
- Castillo, E., R. Ferrer, V. Bayarri y J. Viguri. 2005. Respuesta espectral del agua ante diferentes concentraciones

- de sedimentos orgánicos e inorgánicos en la Bahía de Santander. XI Congreso Nacional de Teledetección. Puerto de la Cruz, Tenerife. 21-23 de septiembre de 2005.
- Diovisalvi, N., G. Berasain, F. Unrein, D. Colautti, P. Fermani, M. E. Llames, A. M. Torremorell, L. Lagomarsino, G. Pérez, R. Escaray, J. Bustingorry, M. Ferraro y H. E. Zagarese.** 2010. Chascomús: estructura y funcionamiento de una laguna pampeana turbia. *Ecología Austral*, 20:89-221.
- Fornerón, C.F., M.C. Piccolo y M.E. Carbone.** 2011. Análisis morfométrico de la laguna Sauce Grande, Argentina. *Revista Huellas*, 14:11-30.
- Gons, H. J.** 1999. Optical teledetection of chlorophyll a in turbid inland Waters. *Environmental Sciences Technology*, 33:1127-1132.
- Gutiérrez Pérez, C. y A. L. Muñoz Nieto.** 2006. Teledetección: Nociones y Aplicaciones. Universidad de Salamanca. 356 pp.
- Mather, P. M.** 2004. Computer Processing of Remotely-Sensed Images. John Wiley & Sons Ltd. Inglaterra. 319 pp.
- Quirós, R., A.M. Rennella, M.A. Boveri, J.J. Rosso y A. Sosnovsky.** 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12:175-185.
- Quirós, R., M.B. Boveri, C.A. Petracchi, M. Rennella, J.J. Rosso, A. Sosnovsky y H. von Bernard.** 2005. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. Reunión de Eutrofización en América del Sur. Instituto Internacional de Ecología. Red Eutrosul, Brasil.
- Isla, F. I., L.C. Cortizo y H.A. Turno Orellano.** 2001. Dinámica y evolución de las barreras medianosas, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Brasileira de Geomorfología*, 2:73-83.
- Ringuelet, R. A.** 1972. Ecología y biocenología del hábitat lagunar o lago del tercer orden de la región neotropical templada (Pampasia Sudoriental de la Argentina). *Physis*, 82:55-76.
- Sobrino, J.A., N. Raissouni y N. Kerr.** 2000. Teledetección. Universidad de Valencia. 467 pp.
- Song, C., C.E. Woodcock, K.C. Seto, M.P. Lenney y S.A. Macomber.** 2001. Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects?. *Remote Sensing of Environment*, 75:230-244.
- Sváb, E., A.N. Tyler, T. Preston, M. Présing y K.V. Balogh.** 2005. Characterizing the spectral reflectance of algae in lake waters with high suspended sediment concentrations. *International Journal of Remote Sensing*, 26 (5):919-928.
- Zuñiga, F.B.** 2004. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. Instituto Nacional de Ecología. Yucatán, México. 507 pp.

## CAMBIO PUNTUAL DE LA CALIDAD DE AGUA EN LA LAGUNA CHASCOMÚS DURANTE LA INUNDACIÓN 2001-2002. "EFECTO MOISÉS"

J. F. Bustingorry<sup>1</sup>, R. U. Escaray<sup>1</sup> y V. H. Conzonno<sup>2</sup>

1. IIB-INTECH. Chascomús.

2. LISEA. Museo de Ciencias Naturales. La Plata.  
*bustingorry@intech.gov.ar*

**ABSTRACT.** Chascomús pond was affected between June-2001 and September-2002 by two periods of flood events (more than 8 m IGM reference) that had two maximum peaks of nearly 9 m. Such events were studied weekly in surface samples taken in three stations: centre and the zones with influence of the tributaries Vitel (affluent) and Arroyo Girado (effluent). The supply of water promoted a dilution that made the salinity to decrease to one third of the mean value of 1,570 mg/l obtained during 1999-2000. In March-2002 it was registered the maximum value of precipitation (538 mm) that caused the beginning of the second flood period. On March 18 differences were detected between the centre with the other two stations of parameters like salinity (222.5 with respect to 324.9 and 304.1 mg/l), specific conductivity (0.38; 0.55 and 0.56 mS/cm), pH (7.71; 7.94 and 8.00) and agar plate count (31,200; 7,260 and 6,600 UCF/ml). These differences were not detected in the next sampling. The phenomena is tried to explain on the basis of the runoff (physical hypothesis) and by the influence of the groundwater (chemical hypothesis). Because of the occasional separation into different quality of waters such phenomena was called "Moises effect".

**KEY WORDS:** Chascomús pond, 2001-2002 flooded periods, occasional water quality change, physical and chemical explanations.

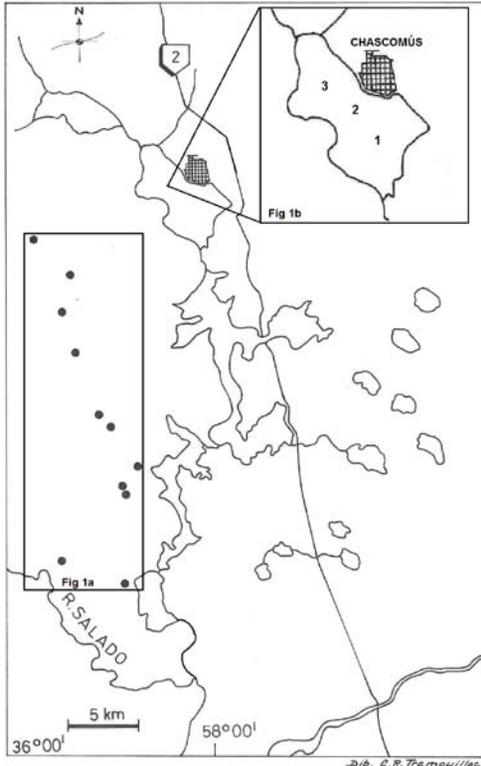
**PALABRAS CLAVE:** Laguna Chascomús, períodos de inundación 2001-2002, cambio ocasional de la calidad de agua, explicaciones físicas y químicas.

### INTRODUCCIÓN

La laguna Chascomús (35°35'30.60"S - 58°01'26.22"O) pertenece al Sistema de las Encadenadas de Chascomús, integrado por las lagunas Vitel, Chascomús, Adela o Manantiales, del Burro, Chis-Chis, Tablilla y Barrancas (Fig. 1). Dicho sistema aporta sus aguas hacia el río Salado aunque excepcionalmente, en momentos de inundación, el flujo se

invierte y se produce la entrada de agua desde este último al sistema.

En el año 2001 y 2002 la laguna Chascomús estuvo afectada por dos períodos de inundación, junio-2001 a enero-2002 y marzo-2002 a septiembre del mismo año. En particular de acuerdo a Scarpati *et al.* (2008), la inundación del año 2001 causó daños en una amplia región agrícola-ganadera de la cuenca del Río Salado cuyas pérdidas estimadas por el Gobi-



**Figura 1.** Sistema de las Encadenadas de Chascomús. a- Pozos muestreados por Miretzky (2001). b- Puntos de muestreo en la laguna Chascomús.

erno de la Provincia de Buenos Aires alcanzaron los U\$S 700 millones, aunque según los productores los perjuicios calculados integralmente duplicarían la suma establecida por las autoridades oficiales. En los períodos mencionados se realizaron estudios en la laguna (Chornomaz *et al.* 2002; Maizels *et al.* 2003; Torremorel *et al.* 2007 y Bustingorry *et al.* 2008) que involucraron mediciones de parámetros tales como salinidad, nutrientes y biomasa planctónica, en tres puntos de muestreo ubicados en el centro (punto 2) y zonas de influencia del afluente, Arroyo Vitel (punto 3), y efluente, Arroyo Girado (punto 1) (Fig. 1b). En la

transición de ambos períodos de inundación, específicamente el 18 de marzo de 2002, se observó un cambio puntual en la calidad de agua en el punto 2 con respecto a los otros dos que no fue detectado en los muestreos anterior (11 de marzo) y posterior (25 de marzo). El presente trabajo tiene por objetivo explicar a través de dos hipótesis las causas de este cambio puntual: la hipótesis física, basada en la escorrentía superficial desde la ciudad hacia la laguna provocada por las precipitaciones, y la hipótesis química, en donde los datos químicos indicarían la influencia de las aguas subterráneas en la ocurrencia de este fenómeno.

## MATERIAL Y MÉTODOS

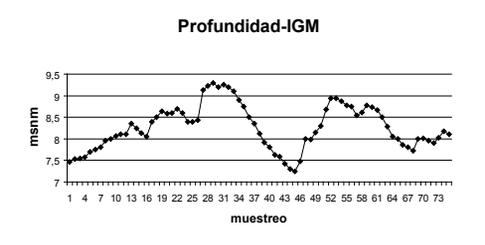
Las muestras de agua fueron tomadas en superficie en tres puntos de la laguna (Fig. 1b), con periodicidad semanal, a partir del 30 de abril de 2001 hasta el 30 de septiembre de 2002. El pH se determinó por el método electrométrico (pHmetro marca Orion) y la conductividad específica se midió utilizando el conductímetro marca Hach. Sodio y potasio se determinaron por fotometría de llama (fotómetro marca Zeltec), calcio y magnesio por titulación volumétrica con EDTA 0,02 N (indicadores utilizados murexida y Negro de Eriocromo T respectivamente), carbonato y bicarbonato por titulación volumétrica con  $H_2SO_4$  0,02 N (indicadores utilizados fenolftaleína y naranja de metilo respectivamente), cloruro por titulación volumétrica con  $AgNO_3$  (método argentimétrico) y sulfato por precipitación con  $BaCl_2$  y posterior determinación de la turbidez obte-

nida por espectrofotometría (espectrofotómetro marca Hitachi). La salinidad fue obtenida como suma de las concentraciones de sodio, potasio, calcio, magnesio, carbonato, bicarbonato, cloruro y sulfato. En particular el ion cloruro se utilizó como trazador, dado que la relación de su concentración con respecto a la salinidad se usó en el desarrollo de la hipótesis química. El recuento de bacterias aerobias mesófilas como unidades formadoras de colonias por mililitro (UFC/ml) se realizó por cultivo a 37° C durante 48 horas en agar nutritivo. Las determinaciones fueron realizadas de acuerdo a métodos descriptos en APHA (1992). La profundidad IGM fue tomada en la compuerta del Arroyo Girado cuyo borde superior se encuentra a 8,25 m sobre el nivel del mar.

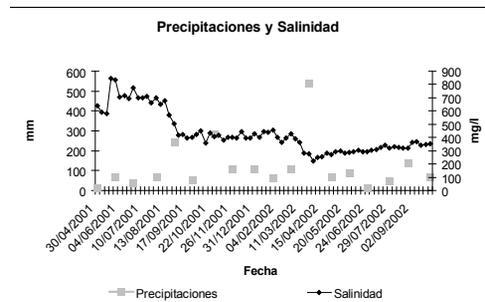
## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las inundaciones en la laguna Chascomús, que se evidencian cuando el nivel de agua supera la cota de 8 m (IGM) que corresponde aproximadamente a 3,3 metros de profundidad de la laguna, son eventos que ocurrieron una vez cada 3 años desde 1978 hasta el 2001, presentando cada uno distinta duración y magnitud, desde uno hasta ocho meses, en donde se destaca un período de sequía de tres meses entre 1995 y 1996 (Bustingorry *et al.* 2008). En particular el período de inundación que abarcó desde junio de 2001 hasta enero de 2002, donde el nivel superó la cota de 8 m (IGM) (Fig. 2), se produjo debido a las precipitaciones que ocurrieron en la cuenca y que produjeron un avance de las aguas desde el

río Salado hacia la laguna. En la región, durante este período, las precipitaciones superaron en un 40% el promedio de 600 mm de los años 1995-2000. Como consecuencia esto provocó que la salinidad por efecto de dilución disminuyera al tercio del valor de 1,57 g/l (rango 1,42-1,90 g/l) (Fig. 3), obtenido en el período 1999-2000 de acuerdo a Miretzky (2001).



**Figura 2.** Profundidad IGM en la laguna Chascomús período 30 de abril de 2001 a 30 de septiembre de 2002. La inundación se produce cuando la profundidad IGM supera la cota de 8 metros.



**Figura 3.** Precipitaciones como total mensual (fin de mes) y salinidad promedio de los puntos 1, 2 y 3 registrados en la laguna Chascomús entre el 30 de abril de 2001 y 30 de septiembre de 2002.

En el mes de marzo de 2002 comienza el segundo período de inundación iniciado por las precipitaciones que alcanzaron el valor de 538 mm, el cual es significativamente superior a 81,3 mm, valor correspondiente al promedio del mes de

marzo 1995-2000. Este pulso determinó que la salinidad disminuyera en un 30% (Maizels *et al.* 2003) y luego sigue siendo baja debido a las precipitaciones locales y al aporte de agua de baja salinidad por parte del río Salado (Fig. 3).

Es importante señalar que considerando ambos períodos de inundación (2001-2002), el promedio de salinidad fue de 0,433 g/l, lo cual implica ubicar a este cuerpo de agua en el rango hipohalino (salinidad menor de 0,5 g/l) y por lo tanto por debajo del rango oligohalino (salinidad 0,5-5 g/l), rango en que la laguna fuera clasificada por Ringuelet *et al.* (1967), basado en un promedio de 0,940

diferencia entre los datos de salinidad del centro (punto 2), la cual fue un tercio menor respecto a los otros dos (puntos 1 y 3) (Tabla 1). Los muestreos semanales permitieron observar que el fenómeno no se repitió a la semana siguiente. Esta diferenciación implica una separación de la calidad del agua que dado el carácter ocasional, particular y singular del mismo, se decidió llamarlo el “Efecto Moisés” en referencia al pasaje bíblico en el que Moisés separa las aguas del Mar Rojo para permitir el paso del pueblo judío y consumir el éxodo del mismo. Las hipótesis para explicar este fenómeno son las siguientes:

*Tabla 1: Parámetros registrados el 18 de marzo de 2002 en la laguna Chascomús en los puntos mostrados en la Fig. 1b. Muestreo en el que se detectó el “Efecto Moisés”.*

|                     | Punto 1 | Punto 2 | Punto 3 |
|---------------------|---------|---------|---------|
| Salinidad mg/l      | 324,9   | 222,5   | 304,1   |
| Conductividad mS/cm | 0,55    | 0,38    | 0,56    |
| pH                  | 7,94    | 7,71    | 8,00    |
| Recuento UFC/ml     | 7260    | 31200   | 6600    |
| Cloruros mg/l       | 45,4    | 22,9    | 40,8    |
| Cloruros/Salinidad  | 0,14    | 0,1     | 0,13    |

g/l obtenido para el período 1965-1966. Por otro lado en el período 1983-1985 el promedio registrado fue de 0,649 g/l (Conzonno y Claverie, 1990), mientras que, como se puntualizó para el período 1999-2000, el valor promedio fue de 1,57 g/l. Estos hechos evidencian cambios en las condiciones osmóticas en las aguas de la laguna. En este contexto la salinidad de los períodos de inundación 2001-2002 no presentó variaciones horizontales, con excepción del muestreo del 18 de marzo, en donde se observó una

### Hipótesis física

El pulso de precipitaciones ya mencionado provocó la entrada de agua por escurrimiento superficial desde la ciudad hacia la laguna en forma repentina y de tal magnitud que provocó la divisoria de aguas en la zona centro de la laguna. Este hecho se evidencia en los datos mostrados en la Tabla 1, donde se observa que la salinidad y en correspondencia la conductividad específica, es menor en el punto 2 respecto a los puntos 1 y 3,

situación que pone en evidencia la magnitud del fenómeno, si se tiene en cuenta la tendencia que tienen las sales solubles a uniformar instantáneamente la concentración. De la misma forma el pH en el punto 2 es menor respecto a los puntos 1 y 3. Cabe señalar que el conteo de bacterias aerobias totales es de un orden mayor en el punto 2 respecto a los puntos 1 y 3. Este hecho refuerza la hipótesis física, ya que el desborde de alcantarillas de la red cloacal en momentos de inundación contribuiría con una carga bacteriana mayor respecto a la que la laguna posee naturalmente. Si bien este fenómeno se encontraría magnificado bajo estas circunstancias a punto tal que provocó una divisoria de las aguas, el escurrimiento superficial sería un proceso habitual en momentos de elevadas precipitaciones o de inundación que provocaría la llegada de contaminantes urbanos orgánicos e inorgánicos al centro de la laguna.

En tal sentido, según Romano y Cueva (1988) las lesiones histológicas branquiales encontradas en ejemplares de *Odonthestes bonaerensis* fueron atribuibles exclusivamente a tóxicos químicos provenientes de desagües cloacales y desechos industriales generados en la ciudad, al igual que de plaguicidas utilizados en campos cercanos a la laguna. Por otra parte, Barla. *et al.* (1999) en un estudio que abarcó las concentraciones de cobre, zinc y cromo en agua, sedimento, músculo y vísceras de peces, músculo de almejas, fitoplancton y zooplancton, encontraron que las concentraciones de estos metales pesados superaron el límite aconsejado para la vida acuática, lo cual implica el origen antrópico de estos ele-

mentos, dado que no se encuentran naturalmente estas concentraciones

### Hipótesis química

Primeramente es importante destacar que las aguas subterráneas en las lagunas pampásicas no sólo tienen importancia por el aporte de agua, sino por su influencia en la composición química (Miretzky *et al.* 1999). Para el tratamiento de esta hipótesis se tomó el ion cloruro en calidad de trazador debido a que su concentración puede experimentar efecto de dilución y aumento de la concentración por evaporación, a diferencia de los otros iones mayoritarios que pueden sufrir procesos de precipitación, coprecipitación, adsorción sobre superficies e intercambio iónico. En la Tabla 1 se observa que la concentración de cloruros disminuyó a aproximadamente la mitad en el punto 2 (centro) respecto a los otros dos. Por otra parte la relación cloruros/salinidad también disminuye considerablemente, a pesar de que la salinidad, como fuera mencionado, es menor en dicho punto.

En la Tabla 2 se muestran datos de acuerdo a Miretzky (2001) obtenidos en 1998 que evidencian la tendencia del comportamiento de parámetros químicos en la laguna Chascomús, río Salado y aguas subterráneas provenientes de los pozos señalados en la Fig. 1a, donde estos últimos son los que tienen influencia directa sobre la laguna, dado el sentido de avance de las aguas en los momentos de inundación. Los promedios de la salinidad resultan similares en los tres casos, sin embargo la concentración de cloruros y la relación cloruros/salinidad es menor

en los pozos. Cabe destacar que esta última tiene prácticamente el mismo valor que el obtenido en el punto 2 el día 18 de marzo. Los rangos de salinidad de la laguna Chascomús y el río Salado son relativamente mayores que el rango correspondiente a los pozos, mientras que el rango de la concentración de cloruros y la relación cloruros/salinidad es significativamente menor en estos últimos. Esta situación, deducida a través de los datos químicos de los pozos, permite suponer que ese día la laguna pudo estar sometida a un afloramiento de aguas subterráneas que afectó la zona centro de la laguna. Otros datos que sirven para apoyar esta hipótesis surgen del hecho de que una vez terminado el primer período de inundación en enero de 2002 los suelos se encontraban, de acuerdo a Scarpati *et al* (2008), en circunstancias de exceso

de agua. Bajo estas condiciones el pico de precipitaciones ocurrido en el mes de marzo, en donde la altura IGM pasó de 7,48 m (11 de marzo) a 8,0 m (18 de marzo), se convirtió en una sobrecarga para las aguas subterráneas que se ubican a aproximadamente 8 m de profundidad, favoreciendo la posibilidad de afloramiento en la laguna. La comparación entre este pico de inundación y otro similar, ocurrido en noviembre de 2001 (Fig. 4a), en donde se pasa de 8,44 m (22 de noviembre) a 9,13 m (29 de noviembre), indica que este último no estuvo inducido por las precipitaciones, las cuales son relativamente bajas, sino fundamentalmente por el aporte del río Salado. En cambio el pico del 18 de marzo (Fig. 4b) claramente muestra la magnitud de las precipitaciones locales que influenciaron el desenvolvimiento de este pico.

*Tabla 2: Parámetros químicos de la laguna Chascomús, río Salado y pozos señalados en la Fig. 1a, obtenidos por Miretzky (2001). N: número de datos, VM1, DS1 y R1 son los valores medios, desviación standard y rango de salinidad en mg/l; VM2, DE2 y R2 son los valores medios, desviación standard y rango de cloruros en mgCl/l, VM3, DE3 y R3 son los valores medios, desviación standard y rango de la relación de concentraciones entre cloruros y salinidad.*

|     | lag. Chascomús | río Salado    | Pozos        |
|-----|----------------|---------------|--------------|
| N   | 2              | 8             | 13           |
| VM1 | 1599,4         | 1851,1        | 1371,9       |
| DE1 | 38,2           | 184,9         | 349,9        |
| R1  | 1626,4-1572,4  | 2098,7-1541,0 | 1905,0-924,6 |
| VM2 | 389,0          | 452,6         | 82,0         |
| DE2 | 38,0           | 43,3          | 27,5         |
| R2  | 415,9-362,1    | 496,8-380,2   | 121,4-37,2   |
| VM3 | 0,24           | 0,25          | 0,06         |
| DE3 | 0,02           | 0,01          | 0,02         |
| R3  | 0,26-0,23      | 0,27-0,23     | 0,09-0,03    |

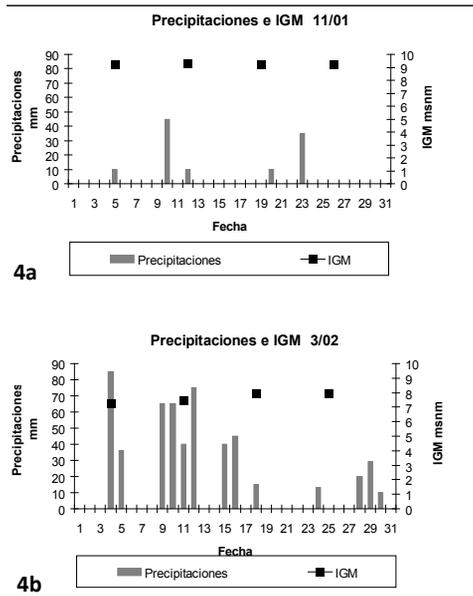


Figura 4. a- Pico de inundación ocurrido en noviembre de 2001. b- Pico de inundación ocurrido en marzo de 2002 donde se registró el "Efecto Moisés". Nótese la diferencia en la magnitud de las precipitaciones de ambos picos.

En la Fig. 5 se muestra el perfil de la laguna en donde se representan ambas situaciones. Las precipitaciones caídas en los suelos e indicadas por flechas en sentido vertical para resaltar la influencia de las mismas, es mayor para el pico de mar-

zo, como ya se puntualizó. El afloramiento de aguas subterráneas es factible en el pico de marzo por encontrarse los suelos en condición de exceso de agua o sobresaturados, lo cual se une a la presión ejercida por las precipitaciones caídas, que en los primeros 18 días de marzo alcanzaron los 466 mm. Además las aguas subterráneas tuvieron que vencer la resistencia del agua correspondiente a una altura hidrométrica menor (7,48 m IGM) respecto a la altura hidrométrica del pico de noviembre (8,44 m IGM). Es decir que en este último caso de haber existido afloramiento probablemente se hubiese disipado y no hubiese sido registrado a través de los datos químicos en superficie.

En relación a fenómenos de estas características no se registran antecedentes en lagunas pampásicas, existen estudios de afloramientos de agua de acuerdo a Conzonno *et al.* (2001, 2002, 2005) por aporte de aguas subterráneas del acuífero del cordón de conchillas hacia el río Salado en la cuenca baja de este último, que fueron evaluados a través de mediciones de salinidad y composición iónica.

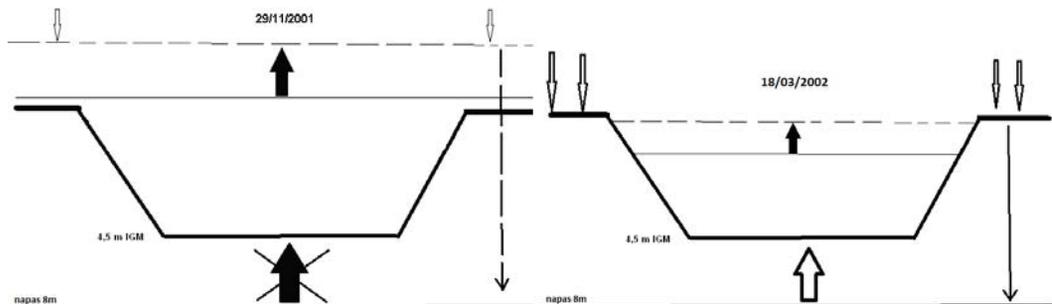


Figura 5. Comparación de los perfiles de los picos de inundación. Las flechas en superficie indican la diferencia en la magnitud de las precipitaciones, mientras que la flecha en el fondo de la laguna representa la factibilidad del afloramiento de aguas subterráneas para los dos picos. Nótese que el estado de la laguna es distinto para ambos casos si bien el salto en profundidad es similar; 8,44 m (22 de noviembre) a 9,13 m IGM (29 de noviembre) y 7,48 m (11 de marzo) a 8,0 m IGM (18 de marzo), donde en este último ocurrió el "Efecto Moisés".

## CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos permiten concluir que el fenómeno singular encontrado depende de tres factores: elevadas precipitaciones en un corto período de tiempo en la región, la profundidad de la laguna que debe estar por debajo del nivel de inundación y los suelos circundantes en estado de sobresaturación. La hipótesis física planteada para explicar este fenómeno (escorrentía superficial) pone de manifiesto la incidencia de la ciudad sobre la laguna en especial en lo que se refiere al aporte de contaminantes urbanos e industriales. Por otro lado la hipótesis química indica la influencia directa de las aguas subterráneas. Este hecho evidencia la necesidad de mayor investigación acerca del comportamiento de las mismas. No se descarta que tanto las aguas superficiales como subterráneas hayan actuado simultáneamente en la ocurrencia de este fenómeno. Efectos puntuales de estas características ayudan a conocer más detalles acerca del dinamismo de la laguna, situación que pone de relieve la importancia de efectuar estudios periódicos y continuados por la calidad de información que los mismos aportan. Es importante señalar que los cambios de salinidad observados asociados a eventos de estas características, se traducen en la alteración de las propiedades osmóticas que pueden incidir en la biota, hecho que impone la realización de estudios futuros a nivel de laboratorio de manera de investigar la respuesta fisiológica de los organismos a estas circunstancias en los ambientes lagunares.

## BIBLIOGRAFÍA

- APHA.** 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (18 edition). American Public Health Association, Washington DC.
- Bustingorry, J. F., R. U. Escaray y V. H. Conzonno.** 2008. Nutrientes y clorofila-*a* durante el período de inundación 2001-2002 en la Laguna Chascomús (Argentina). *Biología Acuática*, 24:59-62.
- Barla, M. J., R. U. Escaray y J. F. Bustingorry.** 1999. Copper, zinc and chromium in water, sediment and biota in the pampean Chascomús lake (Argentina). *Natura Neotropicalis*, 30(1 y 2):67-76.
- Chornomaz, E. M., M. E. Etchepare, R. U. Escaray, J. F. Bustingorry y V. H. Conzonno.** 2002. Efectos de la inundación ocurrida durante el año 2001 sobre la Laguna Chascomús. (Pcia. De Buenos Aires). En: Fernández Cirelli, A. y G. Chalar Marquisá (Editores). *El Agua en Iberoamérica. De la Limnología a la Gestión en Sudamérica*, CYTED XVII. Buenos Aires, páginas 53-59.
- Conzonno, V. H. y E. F. Claverie.** 1990. Chemical characteristics of the water of Chascomús Pond (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Limnological implications*. *Revista Brasileira de Biología*, 50(1):15-21.
- Conzonno, V. H., P. Miretzky y A. Fernández Cirelli.** 2001. The impact of man-made hydrology on the lower stream bed of the Salado River drainage basin (Argentina). *Environmental Geology*, 40:968-972.

- Conzonno, V. H., P. Miretzky y A. Fernández Cirelli.** 2002. Estudio y planteo de solución para una región carente de agua en la Cuenca Baja del Río Salado (Buenos Aires). *Natura Neotropicalis*, 33(1y 2):71-79.
- Conzonno, V., P. Miretzky y A. Fernández Cirelli.** 2005. La Teoría de Florentino Ameghino y el Plan Maestro Integral Cuenca del Río Saldo en el tramo de la desembocadura en la Bahía de Samborombón. Propuesta de construcción de un dique de retención. *Biología Acuática*, 22:71-75.
- Maizels, P., E. Etchepare, E. Chornomaz, J. Bustingorry, R. Escaray y V. Conzonno.** 2003. Parámetros abióticos y biomasa planctónica en la Laguna Chascomús (Provincia de Buenos Aires). Período de inundación 2002. *Biología Acuática*, 20:6-11.
- Miretzky, P., V. H. Conzonno y A. Fernández Cirelli.** 1999. Hydrochemistry of pampasic ponds located in the lower stream bed of Salado River drainage basin, Argentina. *Environmental Geology*, 39(8): 951-955.
- Miretzky, P.** 2001. Procesos geoquímicos en la cuenca baja del Río Salado. Pcia. Buenos Aires. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.
- Ringuelet, R. A., A. Salibián, E. Claverie y S. Ilhéro.** 1967. Limnología química de las lagunas pampásicas (Provincia de Buenos Aires). *Physis*. Tomo XXVII, 74:201-221.
- Romano, L. A. y F. Cueva.** 1988. Lesiones histológicas branquiales atribuibles a tóxicos en *Odonthestes bonariensis* (Cuv. y Val., 1835) (Pisces, Atherinadae). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 19(2):135-142.
- Scarpati, O. E., J. A. Forte Lay y A. D. Capriolo.** 2008. La inundación del año 2001 en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Mundo Agrario*, 9 (17).
- Torremorell, A., J. Bustingorry, R. Escaray y H. E. Zagarese.** 2007. Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologica*, 37:100-108.



## ASPECTOS PRELIMINARES DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL ARROYO TAPALQUÉ EN LA CIUDAD DE OLAVARRÍA, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

O. Díaz<sup>1,4</sup>, V. Colasurdo<sup>1,4</sup>, L. Guzmán<sup>1,4</sup>, F. Grosman<sup>2,3,4</sup> y P. Sanzano<sup>3,4</sup>

1. Facultad de Ingeniería. UNCPBA. Avda. Del Valle 5737. Olavarría.
2. Fac. de Agronomía. UNCPBA. Avda. República de Italia 780. Azul.
3. Fac. de Ciencias Veterinarias. UNCPBA. Paraje Arroyo Seco s/n. Tandil.
4. Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable.  
*odiaz@fio.unicen.edu.ar*

**ABSTRACT.** In Tapalqué stream, different recreational and farming activities are developed, and on its way through Olavarría city, it receipts rainwater and sewage residues previously treated. The aim of this study is to evaluate the quality of the resource, through the determination of conventional physicochemical and bacteriological parameters, heavy metals and organochloride derivatives. Four sampling stations were monitored each 45 days (2009-2010), before and after the city, after the treatment plant and downstream near Sierra Chica town. The water was classified as oligohaline and sodium bicarbonated. Hypoxia is common at stations 3 and 4. Metals as Pb, Cd and Hg were not detected. Arsenic exceeded the allowed limits for some applications, decreasing its concentration downstream. Organochlorides substances were detected in two points, in one of them Aldrin and in the other Heptachlor and/or its derivates with values above the permitted limits. An important increase in the number of total and fecal coliform organisms in downstream stations was detected.

**KEY WORDS:** water quality, Tapalqué stream, contamination.

**PALABRAS CLAVE:** calidad de agua, arroyo Tapalqué, contaminación

### INTRODUCCIÓN

La cuenca del Arroyo Tapalqué tiene forma arriñonada, con ejes N-S de 55 km y E-O de 35 km aproximadamente, abarcando un área cercana a 1700 km<sup>2</sup>. El Arroyo Tapalqué, colector principal de las aguas superficiales de dicha cuenca, nace en terrenos de la estancia La Nutria Chica. Su cauce se orienta al NO-N con una pendiente media de 1,6 m/km. Aguas abajo presenta sobre ambas márgenes, barrancas continuas de 1 a 2 m de desarrollo vertical y una pendiente de 1,2

m/km. Finalmente en su cuenca inferior va desviando progresivamente su curso hacia el NE, dirección con la que atraviesa la ciudad de Olavarría (111500 habitantes según censo 2010), manteniendo el carácter barrancoso de sus orillas. Continúa el curso hasta que desemboca en el Canal 11 atravesando asimismo la ciudad de Tapalqué (9200 habitantes) (Auge, 1993).

En los últimos años, el aumento de las actividades industriales, junto con la expansión de la agricultura intensiva ha aumentado el impacto humano en

los cuerpos lóticos pampeanos, pero hay poca información disponible para utilizar como base para proponer medidas de mitigación o de gestión (Feijoó y Lombardo, 2007).

Estudios previos realizados por miembros de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, permitieron identificar y caracterizar sectores del arroyo con diferente calidad de agua, sometidos a diversos usos, como por ejemplo agrícola, recreativo y recepción de efluentes cloacales urbanos previamente tratados (Díaz *et al.*, 1995). En base a ello, fue posible indicar que la calidad de las aguas del Arroyo Tapalqué experimentaba un deterioro en los parámetros indicativos de contaminación por materia orgánica en el tramo posterior al vuelco de la planta depuradora de líquidos cloacales. Esto era debido a que la misma, operativamente, era insuficiente para tratar todos los residuos generados en la ciudad (Díaz *et al.*, 2000). En septiembre del año 2000 se llevó a cabo una ampliación y optimización de la planta, a cargo del concesionario del servicio sanitario, la empresa Coopelectric Cooperativa Ltda. de Consumo de Electricidad y Servicios Anexos de Olavarría. Esta obra permitió tratar el 100% de los residuos ingresantes, estimados en  $750 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . En concordancia con ello, los parámetros de calidad monitoreados sobre el arroyo evidenciaron una notable mejora (Díaz y Colasurdo, 2003).

Un gran número de sustancias químicas presentes en el medio ambiente tienen capacidad de alterar la homeostasis hormonal de los seres vivos, conocién-

dose con el nombre de disruptores hormonales o endocrinos. Estos se dividen en diferentes grupos en función de sus propiedades químicas: organohalogenados, plaguicidas, metales pesados, alquilfenoles y otros compuestos difícilmente biodegradables y alta persistencia en el ambiente (Martínez Vidal *et al.*, 2004).

Con la intención de verificar la afectación del volcado del efluente cloacal al Arroyo Tapalqué, y en forma indirecta estimar el funcionamiento de la planta a su cargo, Coopelectric solicitó realizar un seguimiento de diferentes estimadores de calidad ambiental a la Facultad de Ingeniería de la UNCPBA, estableciendo un convenio entre las dos instituciones. El objetivo del presente trabajo es caracterizar la calidad del agua para diferentes usos del Arroyo Tapalqué en su tramo urbano y post-urbano, a través de la determinación de parámetros fisicoquímicos convencionales, recuentos bacteriológicos e incluyendo en este ciclo metales pesados y derivados organoclorados.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Desde fines de 2009 y durante 2010 fueron monitoreadas cada 45 días aproximadamente, 4 estaciones de muestreo de agua superficial sobre el cauce del Arroyo Tapalqué, como se muestra en la imagen satelital de la Figura 1;  $E_1$  = preurbano ( $36^{\circ}54'05.22''\text{S}$ ,  $60^{\circ}20'35.31''\text{O}$ ; 176 msnm);  $E_2$  = post-urbano, sobre el puente de la Ruta Nacional N° 226 ( $36^{\circ}52'30.27''\text{S}$ ,  $60^{\circ}18'21.25''\text{O}$ ; 157 msnm);  $E_3$  se sitúa a 300 m de distancia aguas abajo del vuelco de la planta depuradora de líquidos cloacales, ( $36^{\circ}50'02.02''\text{S}$ ,

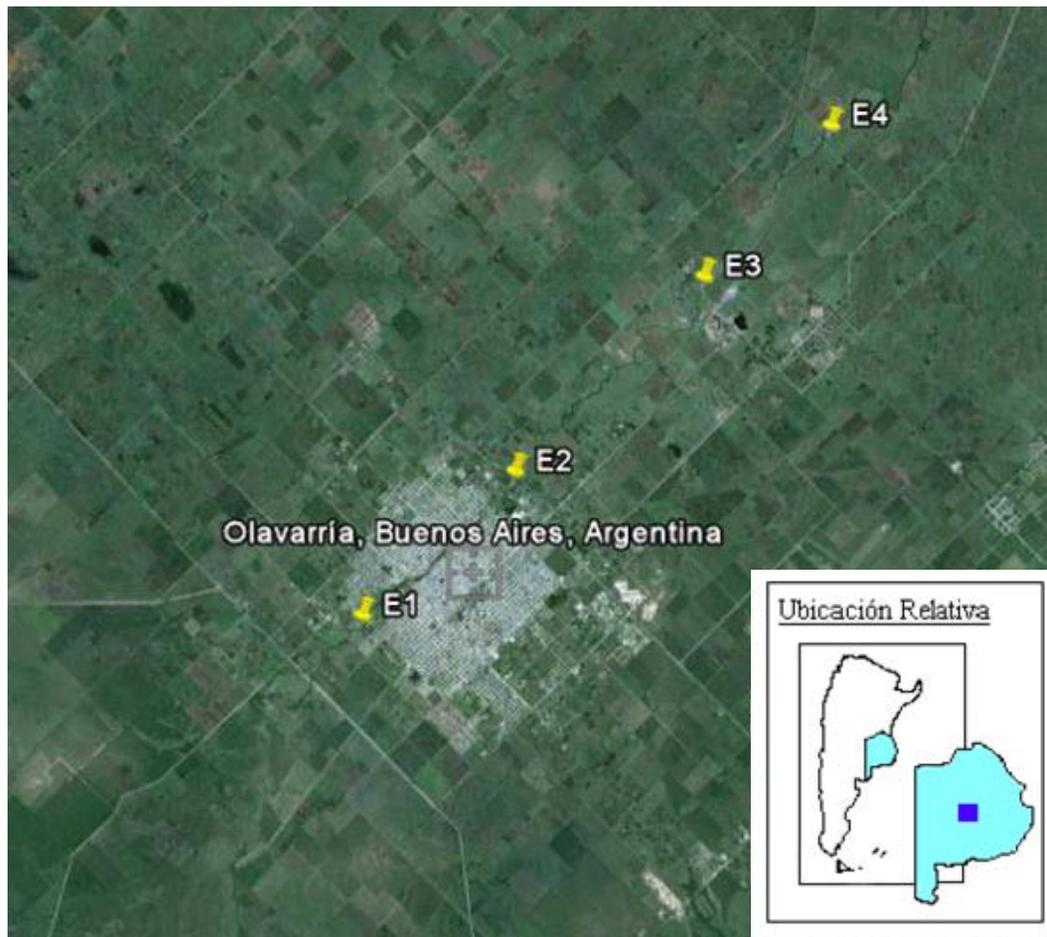


Figura 1. Mapa satelital del área de estudio y ubicación de los puntos de muestreo.

60°15'22.81"O; 150 msnm) y E<sub>4</sub> en Paso López, aguas abajo de la localidad de Sierra Chica (36°48'09.96"S, 60°13'28.68"O; 144 msnm). La distancia entre las estaciones extremas es de aproximadamente 15 km.

La toma de agua se realizó sobre un margen del arroyo donde corría libremente, evitando de esta forma el agua con menor circulación. Las mediciones de pH, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD) fueron determinadas *in situ* con medidor multiparamétrico Hach Sen-sion 156. El resto de las determinaciones fueron llevadas a cabo en el laboratorio,

siguiendo la metodología descrita por métodos estandarizados (APHA, AWWA, WPCF, 1992). Carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) por titulación con ácido clorhídrico, sodio ( $\text{Na}^+$ ) y potasio ( $\text{K}^+$ ) por fotometría de llama con fotómetro Zeltec ZF 240, calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) y magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) por titulación con EDTA, cloruros ( $\text{Cl}^-$ ) por titulación con nitrato de plata y sólidos totales y disueltos (ST y SD) por secado a 103-105°C y sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) por gravimetría. Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) por espectrofotometría. Arsénico (As) por espectrometría de emisión atómica por plasma de acoplamiento

inductivo (ICP-AES) Shimadzu secuencial modelo III en línea con generador de hidruros volátiles, según norma EPA 2007; plomo (Pb), cadmio (Cd), cinc (Zn), manganeso (Mn), hierro (Fe) por espectrometría de emisión atómica por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-AES) Shimadzu 9000 simultáneo de alta resolución según norma EPA 2007; mercurio (Hg) por espectroscopía de absorción atómica Hitachi Zeeman Z-6100 en línea con generador de vapor frío, según norma SM 3500. Compuestos organoclorados mediante cromatografía gaseosa con detector de captura electrónica, según normas EPA 508 y 8081. Análisis bacteriológicos: coliformes totales NMP/100 mL, ausen-

cia/presencia de *Pseudomonas aeruginosa* y *Escherichia coli* /100 mL.

Se analizaron los estadísticos descriptivos (media, desvío estándar, máximo y mínimo) de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos evaluados. Para la clasificación de las aguas según su composición iónica, se utilizó el diagrama de Piper y el diagrama de Schöeller-Berka-loff (Custodio, 1976). Se analizó calidad de agua para diferentes usos de acuerdo a Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SRHRA, 2005) y para riego conforme a criterios de la FAO (Ayers y Westcot, 1985) y U.S. Salinity Laboratory Staff (1954) a través del cálculo del RAS ( $RAS = [Na^+] / [(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2]^{1/2}$ ).

**Tabla 1.** Estadísticos descriptivos de los diferentes parámetros medidos en cada estación. Composición iónica en  $mg.L^{-1}$ , CE en  $\mu S.m^{-1}$ , SD en  $mg.L^{-1}$ , ST en  $mg.L^{-1}$ , DT en  $mg.L^{-1}$  de  $CaCO_3$ , coliformes totales en NMP/100 mL.

|    |                | Ca2+ | Mg2+ | Na+   | K+  | Cl-   | NO3-  | SO4=   | CO3= | HCO3- | F-           |
|----|----------------|------|------|-------|-----|-------|-------|--------|------|-------|--------------|
| E1 | Media          | 24.1 | 14.8 | 188.6 | 1.7 | 37.4  | 5.4   | 43.6   | 24.1 | 522.7 | 3.5          |
|    | Mín.           | 13.9 | 10.2 | 149.1 | 1.5 | 31.0  | 1.7   | 39.1   | 0.0  | 481.7 | 2.2          |
|    | Máx.           | 40.0 | 22.8 | 210.3 | 2.3 | 44.0  | 11.9  | 47.3   | 70.6 | 614.9 | 4.8          |
|    | Desv. estándar | 8.8  | 5.1  | 22.6  | 0.3 | 4.6   | 3.5   | 2.5    | 28.6 | 44.5  | 1.0          |
| E2 | Media          | 28.5 | 19.9 | 179.3 | 1.6 | 38.4  | 19.9  | 37.6   | 9.7  | 541.2 | 2.9          |
|    | Mín.           | 4.2  | 14.3 | 142.1 | 1.2 | 35.0  | 10.1  | 32.5   | 0.0  | 497.0 | 2.4          |
|    | Máx.           | 40.5 | 32.8 | 200.9 | 2.2 | 41.5  | 31.8  | 44.0   | 37.8 | 579.0 | 4.2          |
|    | Desv. estándar | 11.8 | 6.4  | 19.8  | 0.3 | 2.1   | 8.0   | 3.8    | 14.6 | 31.3  | 0.6          |
| E3 | Media          | 36.7 | 16.5 | 154.4 | 1.9 | 39.8  | 21.7  | 33.9   | 0.0  | 556.9 | 2.3          |
|    | Mín.           | 33.8 | 13.9 | 121.1 | 1.6 | 38.0  | 1.5   | 23.5   | 0.0  | 512.4 | 1.7          |
|    | Máx.           | 40.9 | 19.8 | 167.7 | 2.3 | 43.0  | 41.3  | 41.6   | 0.0  | 588.7 | 3.0          |
|    | Desv. estándar | 2.8  | 2.6  | 15.9  | 0.2 | 1.7   | 14.3  | 7.4    | 0.0  | 25.6  | 0.4          |
| E4 | Media          | 35.2 | 17.1 | 151.9 | 1.8 | 39.7  | 16.3  | 34.1   | 2.9  | 532.8 | 2.4          |
|    | Mín.           | 31.4 | 13.8 | 104.8 | 1.5 | 31.0  | 4.8   | 28.0   | 0.0  | 461.2 | 2.0          |
|    | Máx.           | 40.2 | 23.3 | 172.4 | 2.5 | 50.0  | 30.5  | 39.1   | 20.0 | 589.3 | 3.2          |
|    | Desv. estándar | 3.3  | 3.2  | 21.9  | 0.3 | 5.8   | 10.7  | 4.1    | 7.5  | 49.7  | 0.4          |
|    |                | NO2- | NH4+ | DT    | pH  | SD    | ST    | CE     | T    | OD    | Coli totales |
| E1 | Media          | 0.1  | 0.5  | 121.7 | 8.2 | 601.9 | 644.0 | 997.6  | 15.6 | 9.4   | 1458.6       |
|    | Mín.           | 0.0  | 0.3  | 79.8  | 7.9 | 545.0 | 624.0 | 903.0  | 6.5  | 5.8   | 23.0         |
|    | Máx.           | 0.2  | 0.9  | 194.0 | 8.7 | 649.0 | 661.0 | 1132.0 | 23.2 | 14.4  | 4300.0       |
|    | Desv. estándar | 0.0  | 0.2  | 42.1  | 0.3 | 35.7  | 18.7  | 85.0   | 6.2  | 3.2   | 1859.9       |
| E2 | Media          | 0.2  | 0.4  | 153.8 | 7.9 | 593.7 | 592.0 | 975.6  | 15.4 | 7.4   | 2008.0       |
|    | Mín.           | 0.1  | 0.0  | 132.0 | 7.2 | 557.0 | 568.0 | 860.0  | 7.1  | 4.5   | 540.0        |
|    | Máx.           | 0.6  | 0.9  | 190.6 | 8.4 | 674.0 | 626.0 | 1120.0 | 24.1 | 10.2  | 2400.0       |
|    | Desv. estándar | 0.2  | 0.4  | 23.5  | 0.4 | 39.9  | 30.3  | 86.6   | 5.7  | 1.9   | 821.8        |
| E3 | Media          | 2.0  | 7.9  | 160.6 | 7.8 | 557.3 | 589.0 | 1003.4 | 16.4 | 4.0   | 5283.3       |
|    | Mín.           | 0.0  | 1.0  | 147.2 | 7.3 | 490.0 | 569.0 | 811.0  | 7.2  | 2.5   | 150.0        |
|    | Máx.           | 9.3  | 13.5 | 181.4 | 8.1 | 593.0 | 610.0 | 1233.0 | 26.4 | 6.2   | 24000.0      |
|    | Desv. estándar | 3.4  | 4.2  | 13.1  | 0.3 | 34.1  | 20.5  | 130.9  | 6.5  | 1.3   | 9229.8       |
| E4 | Media          | 1.2  | 3.8  | 159.2 | 7.8 | 547.7 | 595.7 | 962.3  | 16.4 | 4.8   | 2540.0       |
|    | Mín.           | 0.1  | 0.4  | 144.2 | 7.3 | 422.0 | 573.0 | 698.0  | 7.0  | 2.3   | 1200.0       |
|    | Máx.           | 4.1  | 8.8  | 194.0 | 8.1 | 585.0 | 618.0 | 1093.0 | 26.3 | 9.2   | 4300.0       |
|    | Desv. estándar | 1.4  | 3.2  | 17.6  | 0.3 | 56.5  | 22.5  | 134.1  | 6.6  | 2.3   | 1112.7       |

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1, se detallan los respectivos mínimos, máximos, medias y desvíos estándar para cada una de las estaciones de muestreo. Debido a la uniformidad de los datos obtenidos en las diferentes fechas, se trabajó sobre los valores promedio de las variables.

El pH en cada una de las estaciones osciló entre 7,8 y 8,2. El rango aceptable para peces es entre 6,5 y 9; valores fuera del intervalo, durante períodos largos pueden afectar la reproducción y su desarrollo (Boyd, 1982). Las aguas son oligohalinas. La temperatura osciló entre un

mínimo de 6,5°C (invierno) y un máximo de 26,4°C (verano). El OD presenta una marcada relación con la temperatura, aumentando en los meses fríos y disminuyendo en los cálidos.

Para caracterizar el agua de cada una de las estaciones de muestreo de acuerdo al contenido iónico, se construyó el diagrama de Piper (Fig. 2). Las aguas se clasificaron como bicarbonatadas sódicas. Se observa además la composición similar del agua en todas las estaciones a través del diagrama de Schöeller-Berkaloff (Fig. 3) y se confirma la clasificación establecida.

Para analizar los parámetros de contaminación relacionados con materia orgánica

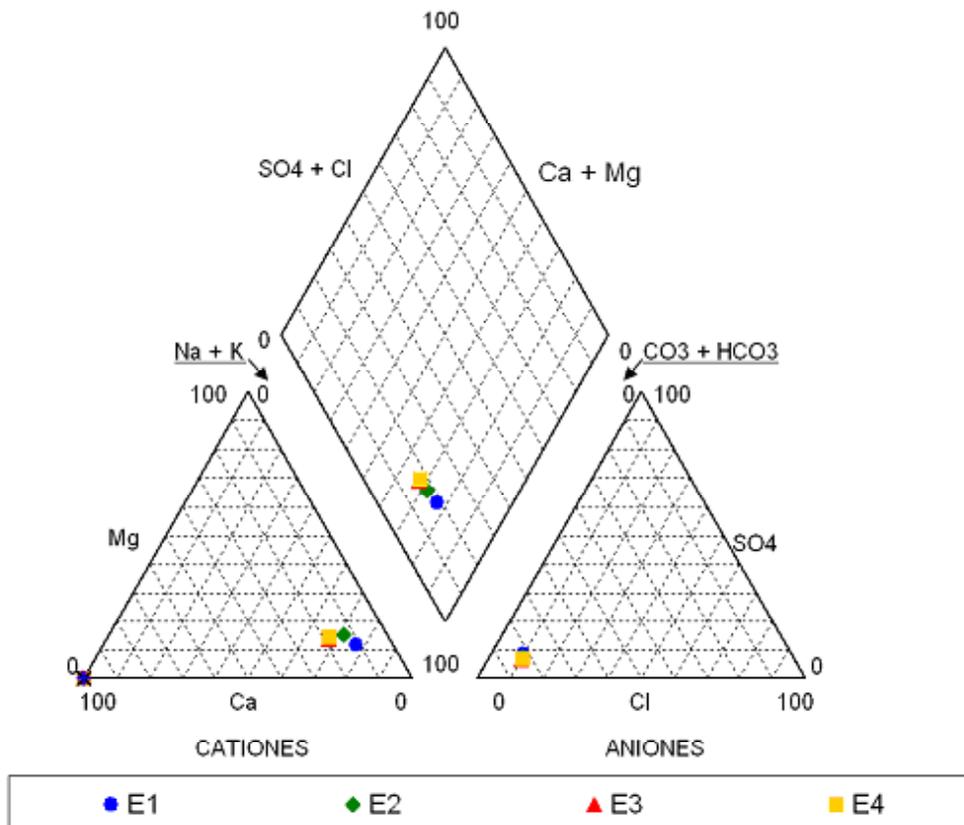
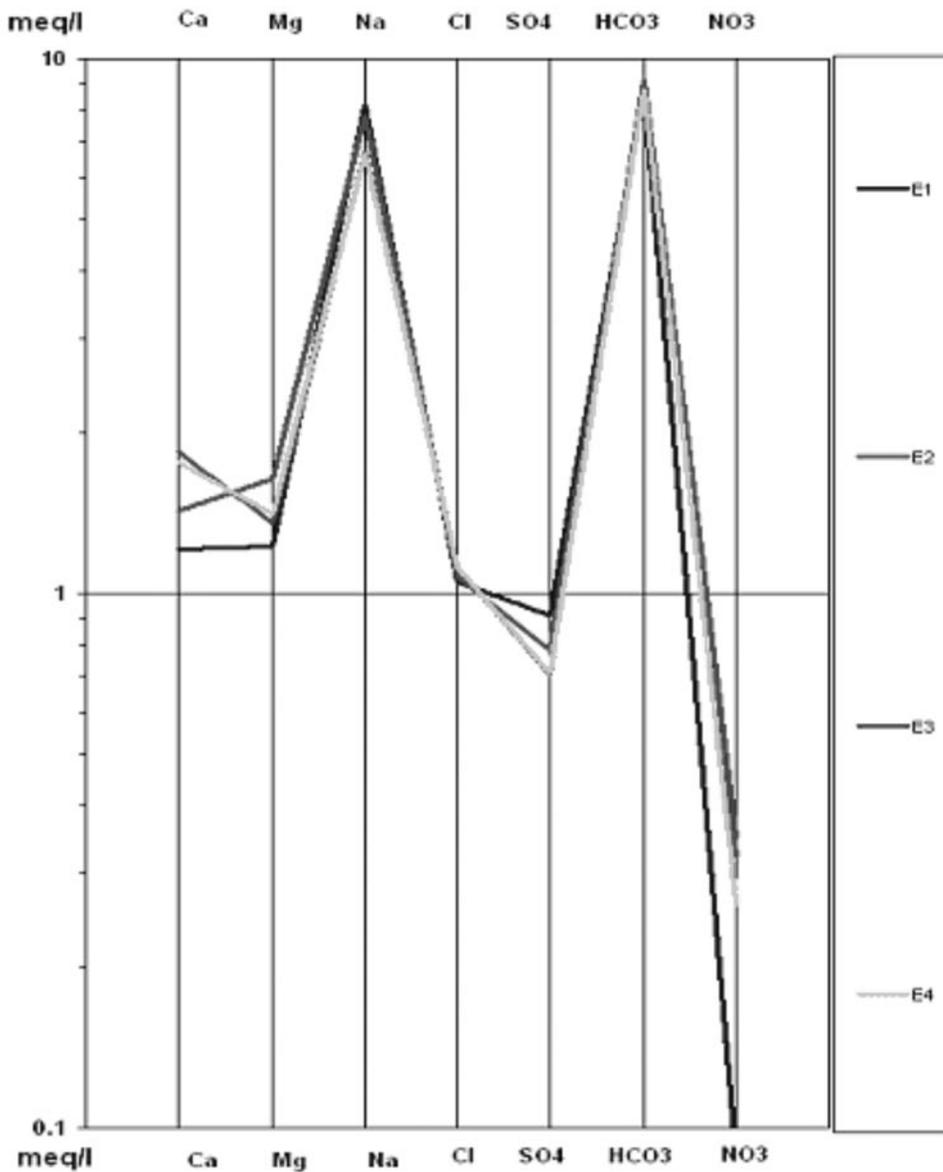


Figura 2. Distribución de las estaciones de monitoreo en el Diagrama de Piper.



*Figura 3. Diagrama de Shöeller-Berkaloff que muestra las concentraciones de los principales iones en cada estación de monitoreo.*

nica se consideraron las concentraciones promedio de los siguientes parámetros medidos: OD,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  y coliformes totales (Fig. 4). Los valores para  $\text{NH}_4^+$  en las estaciones 3 y 4 superan el valor límite para Protección de Biota Acuática (0,60 mg/L) establecido por SRHRA.

El  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  no supera en ninguna estación el límite (10 mg/L N-  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ ) para Fuentes de Provisión de Agua para Consumo Humano con Tratamiento Convencional (SRHRA). El OD no se encuentra reglamentado, pero internacionalmente se acepta un valor mínimo

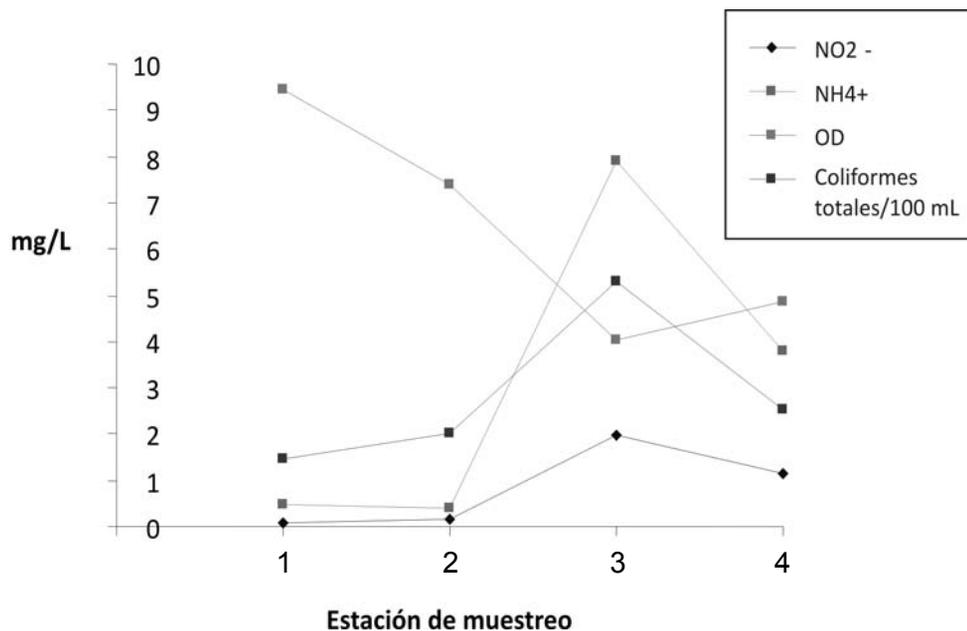


Figura 4. Variación de parámetros indicativos de contaminación con materia orgánica.

de 5 mg/L como indicador de no contaminación; los valores promedios registrados en el A° Tapalqué son levemente menores en las estaciones 3 y 4.

Los promedios de coliformes totales también fueron representados (Fig. 4); la SRHRA sólo reglamenta *Escherichia coli* y en la Provincia de Buenos Aires la Resolución ADA 336/03 (Ministerio de Obras y Servicios Públicos, 2003), indica un valor  $\leq 2000$  para coliformes fecales. Se detectaron valores superiores a los establecidos en las estaciones 3 y 4, y también presencia esporádica de *Escherichia coli*. Puede observarse el impacto de las descargas de la planta depuradora en la estación 3 y posteriormente la tendencia a la normalización de los valores por la acción depuradora del cuerpo de agua, marcado por el aumento de OD y la disminución de la concentración de  $\text{NH}_4^+$

y  $\text{NO}_2^-$ . Cabe mencionar la observación en E3 durante el invierno del desarrollo masivo de la bacteria *Sphaerotilus natans*, la cual es frecuente de producirse siempre que la provisión de OD sea suficiente (Lau *et al.*, 1984).

En cuanto al uso del agua para riego se consideraron criterios basados en el contenido de sales disueltas en ella. Según la clasificación propuesta por la FAO, todos los valores registrados de CE y STD, caen en el mismo rango e indican que existe riesgo de ligero a moderado de producirse problemas de salinidad. Según U.S. Salinity Laboratory Staff basado en la relación de adsorción de sodio (RAS) se trata de un agua en las estaciones 1 y 2 tipo C3-S2 (Fig. 5), con valores en CE correspondientes al rango C3 (entre 0,75 y 2,25  $\mu\text{S}/\text{m}$ ) que puede utilizarse para el riego de suelos con buen drena-

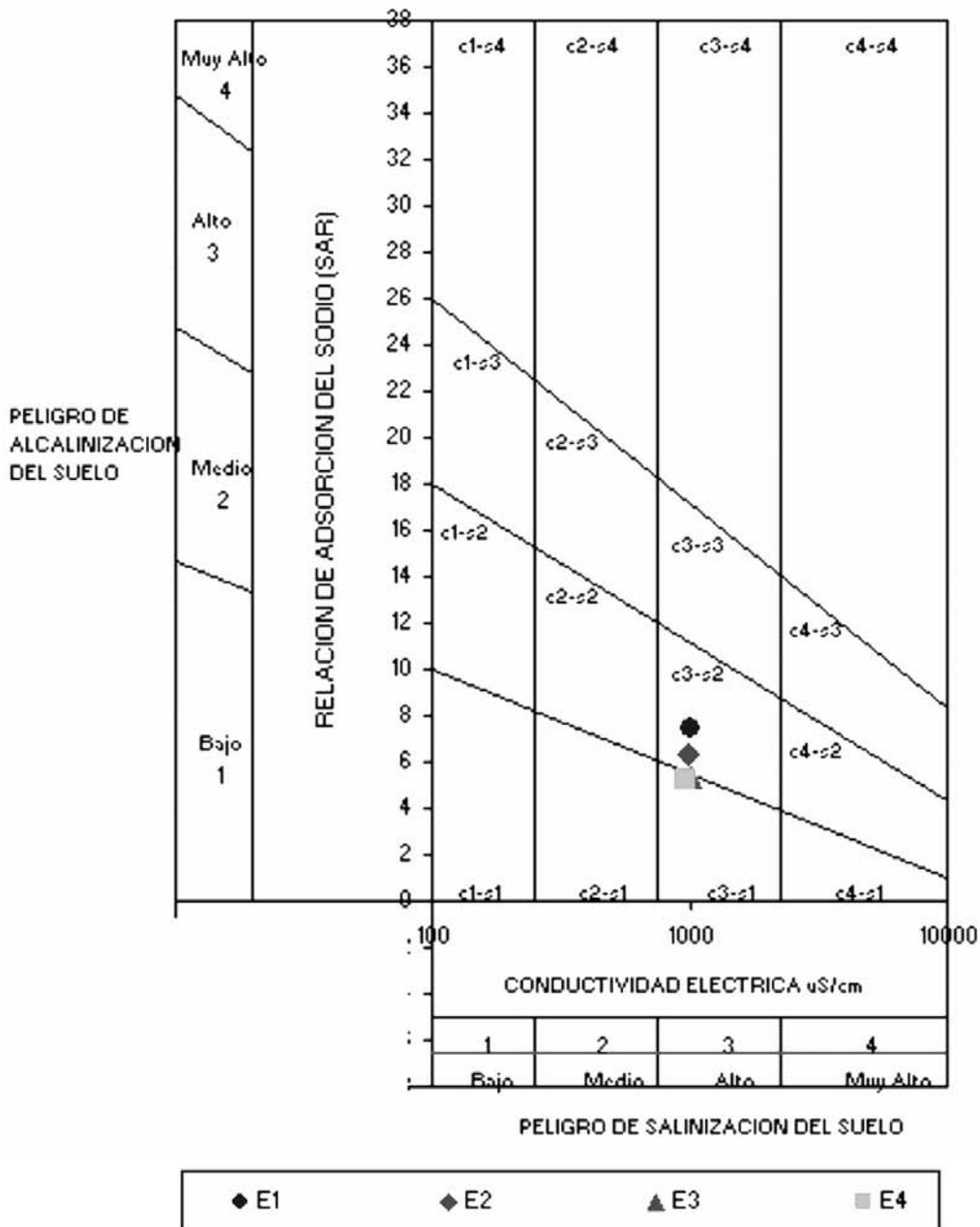


Figura 5. Calidad del agua para riego según U. S. Salinity Laboratory Staff de las diferentes estaciones de monitoreo.

je, empleando volúmenes en exceso para lavar el suelo y con cultivos tolerantes a la salinidad. El rango S2 indica agua con un contenido medio de sodio, y por lo

tanto con cierto peligro de acumulación de este mineral en el suelo, especialmente en aquellos de textura fina (arcilloso y franco-arcilloso) y de baja permeabili-

dad. En las estaciones 3 y 4 el agua fue tipo C3-S1, esto indica agua con bajo contenido de sodio, apta para el riego en la mayoría de los casos. Sin embargo, pueden presentarse problemas con cultivos muy sensibles al sodio.

Los metales pesados y arsénico, sólo fueron determinados en algunas de las fechas de muestreo, en forma alternada, por lo que no se analizan los estadísticos descriptivos, debido al escaso número de datos disponibles. Del conjunto de metales pesados analizados (Pb, Cd, Hg, Fe, Zn y Mn), los tres primeros no fueron detectados; el Fe fue encontrado en tres estaciones pero en ningún caso supera el valor límite (1,37 mg/L). Mn y Zn fueron encontrados en dos estaciones pero tampoco en ningún caso superan el valor límite (0,8 mg/L y 8,6 mg/L respectivamente) para los diferentes usos.

El As determinado superó los valores fijados por la SRHRA para Protección de Biotas Acuáticas (0,015 mg/L) en todas las estaciones y para Bebida de Especies de Producción Animal (0,067 mg/L) en E1, mostrando un descenso en los valores desde E1 hacia aguas abajo (Tabla 1). El origen de este metaloide sería natural.

Los organoclorados fueron analizados en una única oportunidad, en la cual se detectaron pequeñas concentraciones en dos estaciones. En E2 se halló Aldrin (0,00026 mg/L) mientras que en E4 se encontraron concentraciones de Heptacloro y su derivado Epóxido de heptacloro, cuya suma superó el límite establecido ( $\leq 0,02$  mg/L) para Protección de la Biotas Acuáticas.

## CONCLUSIONES

Los resultados demuestran la importancia del monitoreo periódico de este curso de agua superficial de amplio uso por parte de la comunidad olavariense, para ampliar el conocimiento que se tiene sobre su calidad ambiental. A partir de los resultados obtenidos se plantea continuar con estos análisis, incorporando nuevas estaciones de muestreo en la cuenca alta y baja, así como otros parámetros indicadores de contaminación, para buscar una explicación a su origen, y la posibilidad si cabe, de su remediación.

## AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ingeniería de la UNCPBA y a la empresa Cooelectric Cooperativa Ltda. de Consumo de Electricidad y Servicios Anexos de Olavarría por el apoyo económico brindado.

## BIBLIOGRAFÍA

- APHA-AWWA-WPCF. 1992. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Ediciones Díaz de Santos. S. A. Madrid. España.
- Auge, M. 1993. Hidrografía. En: Consejo Federal de Inversiones. Abastecimiento de Agua potable a la Ciudad de Olavarría Informe Final. Municipalidad de Olavarría. Obras Sanitarias de la Provincia de Buenos Aires. CFI, La Plata, 19-21.

- Ayers, R. S. y D. W. Westcot. 1985. Water quality for agriculture. FAO, Irrigation and drainage. Paper N° 29, Roma.
- Boyd, C. 1982. Water quality management for pond fish culture. Elsevier. New York, EEUU. 318 pp.
- Custodio, E. 1976. Sección 10: Hidrogeoquímica en Hidrología Subterránea. E. Custodio y R. M. Llamas (Eds). Omega. Barcelona. 2359 pp.
- Díaz, O. y V. Colasurdo. 2003. El Impacto de los Residuos Cloacales Urbanos Sobre la Calidad del Arroyo Tapalqué en la Ciudad de Olavarría. Cuadernos del Curiham, 9: 153-161.
- Díaz, O., E. Usunoff, V. Colasurdo, E. Álvarez, J. Velásquez, N. Quiroga, R. Tyberg y T. Attademo. 1995. Estudio Físico-Químico-Bacteriológico del Arroyo Tapalqué en la Ciudad de Olavarría e Hidroquímica de las Aguas Subterráneas de la Región. Actas IV Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses, Junín, 2: 285-289.
- Díaz, O., V. Colasurdo y S. Vaira. 2000. Caracterización Témporo-Espacial de Parámetros Físicoquímicos en Aguas del Arroyo Tapalqué en la Ciudad de Olavarría. Cuadernos del Curiham, 6: 27-33.
- Feijoó, C. y R. Lombardo. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. Water Research 41, 1399-1410.
- Lau, A., P. Storm y D. Jenkins. 1984. Growth kinetics of *Sphaerotilus natans* and a floc former in pure and dual continuous culture. Journal (Water Pollution Control Federation) 56(1):41-51.
- Martínez Vidal, J.L., M.J. González Rodríguez, A. Belmonte y A. Garrido Frenich. 2004. Estudio de la Contaminación por pesticidas en aguas ambientales de la provincia de Almería. Ecosistemas 13(3): 30-38.
- Ministerio de Obras y Servicios Públicos. Provincia de Buenos Aires. 2003. Autoridad del Agua. Resolución 336/03.
- SRHRA. 2005. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente. República Argentina.
- U.S. Salinity Laboratory. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Agric. Handb. 60. U.S. Gov. Print. Office, Washington DC.

## MICROFITOBENTON DEL CANAL MERCANTE (PROVINCIA DE BUENOS AIRES) EN DOS CONDICIONES HIDROLÓGICAS

A. Dos Santos<sup>1</sup>, M. A. Casco<sup>1</sup> y M. C. Claps<sup>2</sup>

1. División Científica Ficología, Museo de La Plata. Paseo del Bosque s/n. La Plata.  
CONICET.

2. ILPLA. CCT La Plata CONICET  
*analiadossantos@yahoo.com.ar*

**ABSTRACT.** In lotic environments, the erosion-sedimentation processes related to the hydrological conditions differ throughout the hydrological cycle, mainly due to rainfall. These processes can produce disturbances in the phyto-benthic community. In canals, the current velocity and the water level are the main forcing variables that act on benthic communities, promoting changes in their structure, composition and biomass. Sediment samples were collected in the canal Mercante during two hydrological conditions: 1) at the beginning of spring, during a period of low rainfall (September 2009) and 2) in early autumn after a summer period with heavy rains (March 2010) to determine the content of organic matter, total phosphorus, chlorophyll *a*, and also the abundance of microphyto-benthic individuals and cells. Simultaneously, some variables were measured in the water column. We identified two states of the community that could be associated with the phenomena of erosion / deposition related to the effect of water flow. In September the algal community in sediments showed a vertical architecture, mainly constituted by benthic algae among which several species had an aggregated distribution. In March, a decrease of the proportion and number of benthic algae was observed coinciding with the presence of planktonic species in sediments. Some benthic taxa exhibited similar abundances in the two periods and could be considered as tolerant to changes in flow velocity and as typical members of the canal Mercante. In conclusion, hydrological changes could have a significant role on the structure and dynamic of phyto-benthon.

**KEYWORDS:** phyto-benthon, hydrology, disturbance, Salado river.

**PALABRAS CLAVE:** fitobenton, hidrología, perturbaciones, río Salado.

### INTRODUCCIÓN

En los sistemas lóticos las comunidades del bentos reflejan los eventos previos y actuales, estando fuertemente influenciadas por los cambios de régimen hidrológico. Los procesos de erosión-sedimentación dados por las condiciones hidrológicas afectan la composición y abundancia del fitobenton, así como sus interrelaciones con el fitoplancton. Estos procesos varían a lo largo del ciclo hi-

drológico de acuerdo con características del clima, principalmente el régimen de lluvias. Así, precipitaciones producidas en la cuenca podrán provocar aumentos en la velocidad de la corriente con el consiguiente aumento del poder erosivo, efecto de resuspensión de partículas y ulterior aumento de la turbidez. En el caso contrario, en épocas de estiaje predominarán la baja velocidad de la corriente y fenómenos de sedimentación. Estos cambios hidrológicos afectan a las algas

propias del sedimento (capaces de resistir períodos fuera de la zona fótica o directamente insertas entre las partículas), determinan la presencia transitoria entre las partículas de sedimento de algas netamente planctónicas, que pueden llegar a morir en ese lugar (Reynolds, 1984) y constituyen la simiente o éxodo de organismos de nicho ecológico amplio hacia o desde los sedimentos.

Asimismo, las perturbaciones dadas por incrementos abruptos en la velocidad de corriente y el aumento en la turbulencia pueden ser dadas en forma de pulsos y tener efectos a distintas escalas en relación con los tiempos generacionales de las algas y de la comunidad hacia su estado maduro. Existen numerosos trabajos referidos a los fenómenos de los "spates" o pulsos en ríos y arroyos (Peterson, 1996).

Una especie en particular puede ser planctónica o bentónica en un momento o en otro, pero muchas son encontradas característicamente en un solo estado (Bourne 2000). Las especies netamente planctónicas no prosperarán en los sedimentos y persistirán como restos no vivos sobre el fondo en la medida en que la estructura y constituyentes de su cubierta celular perduren. En este sentido es importante evaluar la composición y biomasa del fitobenton mediante métodos de cuantificación que permitan discriminar el estado fisiológico de las algas y mediante análisis de contenido de pigmentos fotosintéticos que deduzca la presencia de productos degradados de la clorofila *a*.

Según Biggs (1996) la habilidad de las algas bentónicas para crecer y prosperar

en cursos de agua proviene de una serie de interacciones entre factores hidrológicos, de calidad de agua y bióticos. Este autor categoriza a los factores que controlan a las algas bentónicas como aquellos que regulan la acumulación de biomasa o aquellos que ocasionan pérdidas, considerando entre los primeros al aumento del nivel de recursos, particularmente luz y nutrientes y entre los segundos a las perturbaciones, principalmente dadas por la inestabilidad del sustrato y la abrasión asociada, elevadas velocidades de corriente y la fricción producida por los sedimentos suspendidos. Si las perturbaciones son moderadas, tanto en su frecuencia como en su intensidad, los procesos de pérdida y acumulación pueden ser detectables si se toman en consideración los componentes de cambios de la biomasa y de la complejidad estructural y florística de la comunidad. Según Biggs (1996) estos factores pueden combinarse durante crecidas constituyendo perturbaciones mayores y puntuales capaces de generar pérdidas en masa. La sucesión idealizada de tipos morfológicos del fitobenton luego de que la comunidad es perturbada cambia desde formas adnatas que persisten luego de la perturbación a formas de crecimiento rápido y adheridas apicalmente, hasta algas bentónicas, adheridas o filamentosas (Stevenson, 1996). A su vez, las algas bentónicas son capaces de estabilizar a los sedimentos en muchos hábitats acuáticos, por ejemplo diatomeas y cianofitas filamentosas sobre arenas y sedimentos (Biggs, 1996).

El estudio del fitobenton presente en cuencas de la provincia de Buenos Aires ha sido llevado a cabo en muy po-

cas oportunidades, pudiéndose citar trabajos realizados en el río Samborombón (Claps, 1996; Solari y Claps, 1996), en el Río de la Plata (Gómez *et al.*, 2009) y arroyos de la provincia (Giorgi, 1998; Giorgi *et al.*, 2003; Sierra, 2009). Respecto a la cuenca del río Salado, que es la mayor de la provincia, las investigaciones realizadas durante los últimos 15 años han permitido obtener una considerable información acerca del plancton así como de los parámetros físico-químicos (Bazzuri *et al.*, 2010; Claps *et al.* 1997; Gabellone *et al.*, 2001, 2003, 2005, 2008; Neschuk *et al.*, 2000, 2002a, 2002b; Quaini *et al.* 2006; Solari *et al.* 2002), siendo necesarios estudios acerca del epipelón para completar la interpretación de este ecosistema.

Este trabajo se encuadra en la caracterización de las comunidades de la cuenca superior del río Salado y su objetivo es analizar la influencia de las condiciones hidrológicas sobre la estructura del fitobenton del Canal Mercante.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El río Salado se encuentra en la provincia de Buenos Aires; siendo un extenso río de llanura con un área de cuenca de 150.000 km<sup>2</sup> y una longitud aproximada de 700 km que desemboca en el Río de la Plata. El clima de la región es templado-húmedo con una precipitación media anual de 899 mm. El río Salado presenta un régimen hidrológico muy variable con flujos de corriente que superan los 1.500 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> en condiciones de inundación y

nunca excede los 100 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> en períodos de sequía, determinando variaciones en la conductividad y el transporte de materiales sólidos particulados (Gabellone *et al.*, 2001). En el sector de cabeceras del río existen acuíferos sedimentarios con elevadas concentraciones de cloruro de sodio, originados durante períodos áridos del Pleistoceno, manifestados en superficie por la presencia de arroyos y lagunas salinas y determinantes del balance de sales del río (Solari *et al.*, 2002).

En la región superior de la cuenca se han producido cambios en la red de drenaje conectando al río con cuerpos de aguas originalmente arreicos y con mayor contenido salino mediante la construcción de los canales Jauretche, Mercante y República de Italia (Gabellone *et al.*, 2008). Estos canales constituyen la troncal del oeste, con una longitud hasta el Río Salado de más de 200 km. Se extiende desde el complejo El Hinojo/Las Tunas pasando por las localidades de Pehuajó, Carlos Casares y 9 de Julio hasta el oeste de Bragado. El presente estudio comprende la estación de muestreo Canal Mercante (CM) situado a 35° 25' S; 60° 56' O, a la altura de la localidad de 9 de Julio (Fig. 1).

En estos canales la sección es regular y la pendiente de las orillas pronunciada. La composición del sedimento varía desde limo hasta arenoso e inclusive hay áreas de toscas. En todos estos sustratos suelen encontrarse talos de las macroalgas *Enteromorpha salina*, *Vaucheria* sp. y *Cladophora* sp. que pueden alcanzar en conjunto el 70 % de cobertura del área.

Las precipitaciones en el sitio de estudio presentan un patrón de distribución

estacional, con lluvias que no sobrepasan a la media en los meses de invierno y elevadas precipitaciones en los meses de primavera y verano. El Índice de Fournier modificado por Arnoldus (Besteiro *et al.*, 2009) que relaciona las precipitaciones mensuales con las anuales y constituye una aproximación rápida al establecimiento de un factor de agresividad de la lluvia, alcanza un valor de 104 que representa un grado de erosividad moderada para este sector.

meteorología). El Índice de Fournier modificado por Arnoldus se aplicó a la serie de lluvias 1970-2010 y su evaluación se realizó según el IFM para Latinoamérica (Besteiro *et al.*, 2009).

Se obtuvieron muestras en dos momentos definidos en relación con el patrón de precipitaciones: 1) al comienzo de la primavera, durante un período de escasas precipitaciones (septiembre de 2009) y 2) al comienzo del otoño, luego de una época estival con abundantes llu-

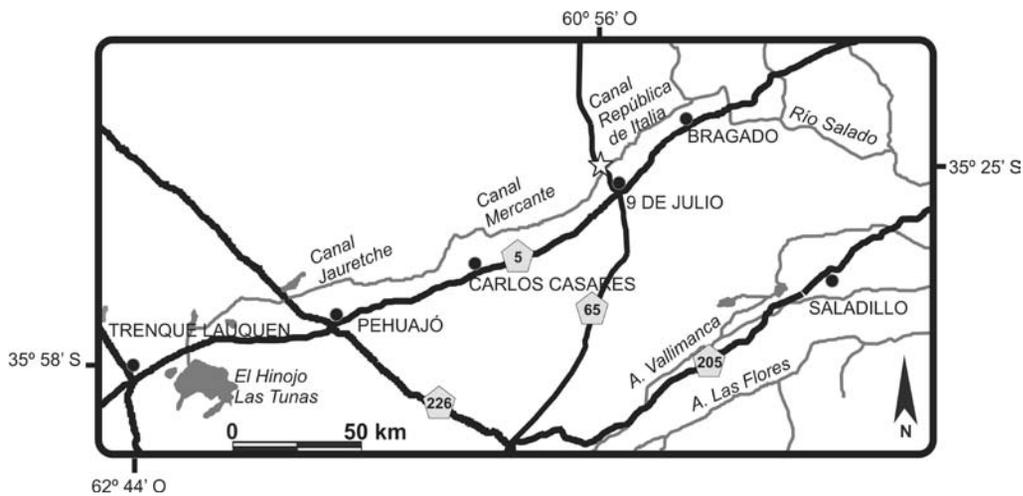


Figura 1. Mapa del área de estudio. Referencia: la estrella representa el sitio de muestreo.

## Métodos

La precipitación media mensual correspondiente al período 1970-2010 y las precipitaciones mensuales correspondientes al período 2009-2010 se calcularon a partir de los datos de precipitaciones diarias de la localidad de 9 de Julio dados por el Sistema integrado de información agropecuaria del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Presidencia de la Nación (<http://www.siiia.gov.ar/index.php/series-por-tema/agro->

vias (marzo de 2010). En cada momento, mediante el uso de minicorers de 1,327 cm<sup>2</sup> se colectaron 10 réplicas de sedimento para la identificación de la flora algal; cada réplica se colocó en un frasco con 15 ml de agua corriente con solución de formal al 5%. Simultáneamente, mediante la utilización de corers de 6,15 cm<sup>2</sup> y 1,2 cm de longitud se obtuvieron 10 réplicas para el análisis de clorofila a del fitobentón y otras 10 réplicas para estimación de la materia orgánica (MO) y del fósforo total (PT) en el sedimento. Consecuen-

temente con el objetivo de este trabajo, los talos de las macroalgas observables a simple vista, debido a su tamaño, no fueron incluidos en el muestreo con minicorers.

Se midieron las siguientes variables en el agua: temperatura, pH, conductividad, turbidez y oxígeno disuelto utilizando un sensor múltiple Horiba U-10 y un oxímetro YSI; la velocidad de corriente fue medida con un correntímetro, la profundidad de la zona fótica con el Disco de Secchi y la luz incidente con un luxímetro; también se obtuvieron muestras de agua para la estimación de clorofila a fitoplanctónica. En laboratorio se determinaron las concentraciones de nutrientes: amonio, nitratos y nitritos, fósforo reactivo soluble, fósforo total; así como de sólidos en suspensión y materia orgánica en el agua siguiendo las metodologías propuestas en APHA (1995).

Respecto al sedimento se midieron el fósforo total (PT) según la metodología propuesta por Andersen (1979) y la concentración de materia orgánica mediante el secado en estufa a 60 °C para calcular el peso seco (PS) y posterior muflado durante 4 horas a 550 °C para obtener el contenido de materia orgánica (MO) o peso seco libre de cenizas (PSLC) (Aboal *et al.*, 1994).

Las concentraciones de clorofila *a* del fitoplancton y del fitobenton fueron estimadas utilizando el método de Lorenzen (1967) y la modificación propuesta por Varela (1981).

Previo al análisis cuantitativo del fitobenton se realizó una primera inspección visual de la muestra para determinar el volumen de concentración o dilución re-

querido (Acker, 2002). El conteo se realizó sobre volúmenes de 50 microlitros tomados de la alícuota homogeneizada y colocados entre portaobjetos y cubreobjetos de 1.8 x 1.8 cm (Semina, 1978). Se utilizaron diferentes aumentos (100x y 400x) para la contabilización de organismos de diferentes tamaños (Semina, 1978). El número de franjas contadas estuvo determinado por el área mínima (Modenutti y Balseiro, 1995). El número de algas se expresó tanto en células como en individuos. En este último caso se consideró a los organismos coloniales y filamentosos como un individuo, para lo cual se estableció una "unidad de conteo natural" (Acker, 2002), que es el número de células mínimo en una colonia o la longitud promedio de filamento a partir del cual se contabiliza un organismo. Se registraron exclusivamente los organismos viables, entendiéndose por viables a aquellos que presentaran contenidos internos, como cloroplastos y otras organelas, o bien células pigmentadas en el caso de las cianofitas (Burkholder y Wetzel, 1989).

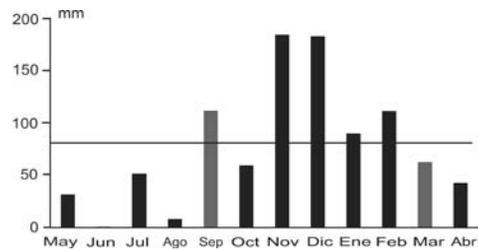
Para cada uno de los momentos estudiados se calcularon la riqueza específica, el índice de diversidad de Shannon-Wiener, la equitabilidad (Margalef, 1983) y la abundancia algal a partir del conteo del número de individuos, y esta última también a partir de la cuantificación de células. Se verificó la normalidad de las variables del sedimento y de la abundancia de los taxa con el test de Shapiro-Wilks y la homocedasticidad de la varianza con el test de Levene. Se analizó la existencia de diferencias entre las fechas de muestreo con análisis de la varianza y de

Kruskal-Wallis. Se realizó un análisis de correlación múltiple entre abundancia de las especies, clorofila a, materia orgánica y fósforo total del sedimento.

## RESULTADOS

En septiembre de 2009 las precipitaciones fueron de baja intensidad (promedio 6 mm/día considerando los días de lluvia) pero de gran duración (3 a 4 días), resultando en un valor mensual mayor al esperado para ese mes. En marzo de 2010 las precipitaciones del mes fueron bajas y estuvieron concentradas en la segunda quincena del mes, es decir en los días posteriores al muestreo del 16 de marzo, por lo que a pesar de corresponder al final de la época lluviosa, éste fue

efectuado luego de 22 días sin precipitaciones (Fig. 2).



**Figura 2.** Precipitaciones mensuales en la localidad de 9 de Julio para el período comprendido entre Mayo de 2009 y Abril de 2010. Línea horizontal: promedio de precipitaciones medias mensuales. Las barras grises corresponden a los meses de muestreo.

Los mayores valores de los parámetros físicos y químicos del agua así como de la biomasa fitoplanctónica se registraron en marzo, a excepción de la transparencia y

**Tabla 1.** Valores de los parámetros físicos y químicos en el agua y clorofila a del fitoplancton en septiembre de 2009 y en marzo de 2010.

| Parámetros  | Sep-09 | Mar-10 |
|---|--------|--------|
| Temperatura (°C)  | 13,9   | 21,5   |
| pH  | 8,9    | 9      |
| Conductividad (mS.cm <sup>-1</sup> )                        | 13,8   | 21,7   |
| Turbidez (NTU)  | 98     | 100    |
| Oxígeno disuelto (mg.l <sup>-1</sup> )                      | 5      | 16,6   |
| Secchi (cm)   | 46     | 30     |
| Luz incidente (micromoles.s <sup>-1</sup> .m <sup>2</sup> ) | 887    | 2650   |
| Clorofila a fitoplanctónica (µg.l <sup>-1</sup> )           | 5,6    | 143,7  |
| Amonio (µg.l <sup>-1</sup> )                                | 676    | 366    |
| Nitratos + nitritos (µg.l <sup>-1</sup> )                   | 15,7   | 73     |
| Nitrógeno Total (mg.l <sup>-1</sup> )                       | 2,6    | 4,4    |
| Fósforo Reactivo Soluble (µg.l <sup>-1</sup> )              | 93,5   | 41     |
| Fósforo Total (µg.l <sup>-1</sup> )                         | 560    | 988    |
| Sólidos en suspensión (mg.l <sup>-1</sup> )                 | 48,4   | 93,9   |
| Materia Orgánica (mg.l <sup>-1</sup> )                      | 14,2   | 35,5   |

las concentraciones de amonio y fósforo reactivo soluble (Tabla 1). En ambas fechas de muestreo la velocidad del agua fue muy baja o indetectable, registrándose además dirección inversa en el movimiento de la masa de agua.

Las concentraciones de materia orgánica y de fósforo total en el sedimento aumentaron en marzo respecto a septiembre. En el caso del fósforo total ambos desvíos fueron del mismo rango. Los valores medios de clorofila "a" fueron semejantes entre fechas pero se destaca la notoria dispersión de los datos en septiembre (Fig. 3). El análisis de la varianza con las variables materia orgánica y fósforo en el sedimento, dio como resultado diferencias significativas entre septiembre y marzo. Por el contrario, no se hallaron diferencias significativas entre ambas fechas respecto a la densidad algal (expresada tanto en  $N^{\circ} \text{ind}/\text{cm}^2$   $p=0.185$  como en  $N^{\circ} \text{cel}/\text{cm}^2$   $p=0.058$ ) ni en la concentración de *Cl. a* por unidad de superficie ( $p=0.159$ ). Los resultados del análisis de correlación múltiple indican que la MO está correlacionada positivamente con el fósforo en el sedimento, y que la clorofila *a* fitobentónica no se correlaciona con el resto de las variables.

El aspecto macroscópico a campo de la fisonomía del fitobenton fue diferente entre las dos fechas de muestreo. En septiembre se observó una distribución agregada de *Enteromorpha salina*, *Vaucheria* sp. y *Cladophora* sp. formando parches de colonización sobre el sustrato, mientras que en marzo estos talos fueron de menor tamaño y estuvieron uniformemente distribuidos. En ambas fechas se observó también un tapiz mucoso de desarrollo

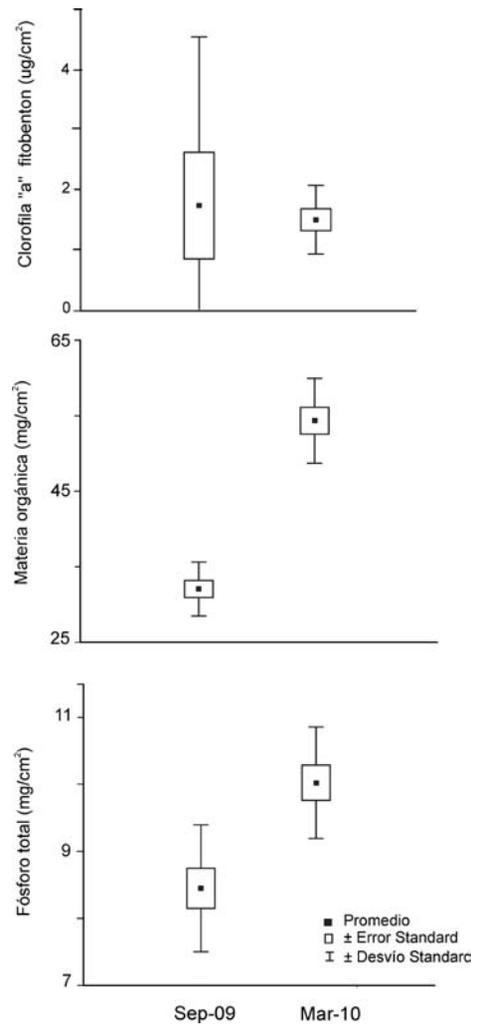


Figura 3. Concentración de clorofila "a", materia orgánica y fósforo total en el sedimento en los momentos estudiados. N= 10.

variable dado por acúmulos de algas y otros organismos que, en septiembre, tuvo mayor volumen en las zonas colonizadas por las macroalgas.

En septiembre el número de individuos por unidad de superficie fue el doble y el de células el triple respecto a dichas variables en marzo, pero la riqueza de especies fue menor. Se registraron un total de 30 especies en septiembre y 37

especies en marzo. El índice de diversidad tuvo valores de 2.68 y 2.67 para septiembre y marzo, respectivamente y la equitabilidad de 0,78 y 0,74 respectivamente.

En septiembre la microflora bentónica estuvo constituida casi exclusivamente por diatomeas y cianofitas, La densidad máxima alcanzó  $1.10^6$  individuos/cm<sup>2</sup> y varió hasta en un orden de magnitud entre las réplicas. Las especies más abundantes respecto al número de individuos fueron *Achnanthes pericava*, *Navicula* aff. *cymbula*, *Nitzschia frustulum*, *Heteroleibleinia rigidula*, *Leptolyngbya subtilis*, *Planktolyngbya limnetica*, *Leibleinia epiphytica*, *Rhopalodia acuminata*, *Euglena* aff. *proxima* y *Amphora ovalis*. En cambio, tomando en consideración el número de células, las cianofitas filamentosas resultaron predominantes: *Leptolyngbya subtilis*, *Leibleinia epiphytica*, *Planktolyngbya limnetica*, *Anabaena* sp., *Pseudanabaena limnetica*, *Phormidium molle*, *Phormidium okenii* y *Lynbya aestuarii*, así como la colonial aff. *Chlorogloea microcystoides* (Fig. 4).

Otras especies presentes en menor número y de distribución regular o al azar fueron las diatomeas *Pleurosira laevis* f. *polymorpha*, *Rhopalodia* aff. *brebissonii*, *Tabularia fasciculata*, *Surirella striatula*, *Campylodiscus clypeus*, *Gyrosigma* aff. *terryanum*, *Amphora ovalis*, *Tryblionella hungarica*, *Denticula elegans* y *Plagiotropis lepidoptera*, así como las cianofitas *Phormidium molle*, *Chroococcus* sp. y *Nodularia spumigena* var. *major*.

Con distribución agregada se encontraron *Heteroleibleinia rigidula* y *Pseudanabaena limnetica*, dos cianofitas filamentosas que llegaron a constituir densas matas

y ser responsables del elevado número de células cuando se las encontró. Otras cianofitas con distribución aún más gregaria fueron *Lynbya aestuarii*, *Merismopedia tenuissima*, aff. *Chlorogloea microcystoides* y *Anabaena* sp. Entre las diatomeas se hallaron *Achnanthes brevipes* var. *intermedia*, generalmente muy abundante en las réplicas donde se encontró, y las diatomeas bentónicas de gran tamaño *Entomoneis alata* y *Plagiotropis lepidoptera*. Se destaca el patrón de distribución de *Nitzschia frustulum* por ser rara, registrándose sólo en una ocasión pero en muy alta densidad ( $38.10^3$  individuos/cm<sup>2</sup>) (Fig. 4).

En marzo la flora bentónica estuvo constituida mayoritariamente por diatomeas y cianofitas, y aumentó la proporción de clorofitas. La densidad máxima alcanzó  $6.10^3$  individuos/cm<sup>2</sup> y tuvo una variación entre las réplicas notoriamente menor que la hallada en septiembre (Fig. 4). Las especies más abundantes respecto al número de individuos fueron diatomeas y las cianofitas *Synechocystis salina* y *Pseudanabaena limnetica*. Al igual que en septiembre, esta última y otras cianofitas predominaron al tomarse en consideración al número de células. Las especies halladas en septiembre volvieron a encontrarse en esta fecha, a excepción de *Denticula elegans*, *Merismopedia tenuissima*, *Nodularia spumigena* var. *major*, *Rhopalodia acuminata*, *Rhopalodia* aff. *brebissonii* y *Tabularia fasciculata*.

En este mes se incorporaron 12 especies respecto a las halladas en septiembre, entre las que se destaca la aparición de clorofitas (*Scenedesmus quadricauda* y *Pediastrum boryanum*) y la abundancia de las distintas especies pequeñas y de mor-

fología similar pertenecientes al grupo de las diatomeas Centricae unicelulares (que para este trabajo se denominarán "grupo *Cyclotella*"). Las otras especies nuevas fueron las diatomeas *Amphora coffeaeformis*,

*Amphora* aff. *veneta*, *Cocconeis* sp., *Nitzschia* aff. *compressa*, presentes con una alta abundancia, y *Rhopalodia* aff. *musculus* en forma escasa, y las cianofitas *Anabaenopsis* sp., *Aphanocapsa bolsatica*, *Spirulina* ro-

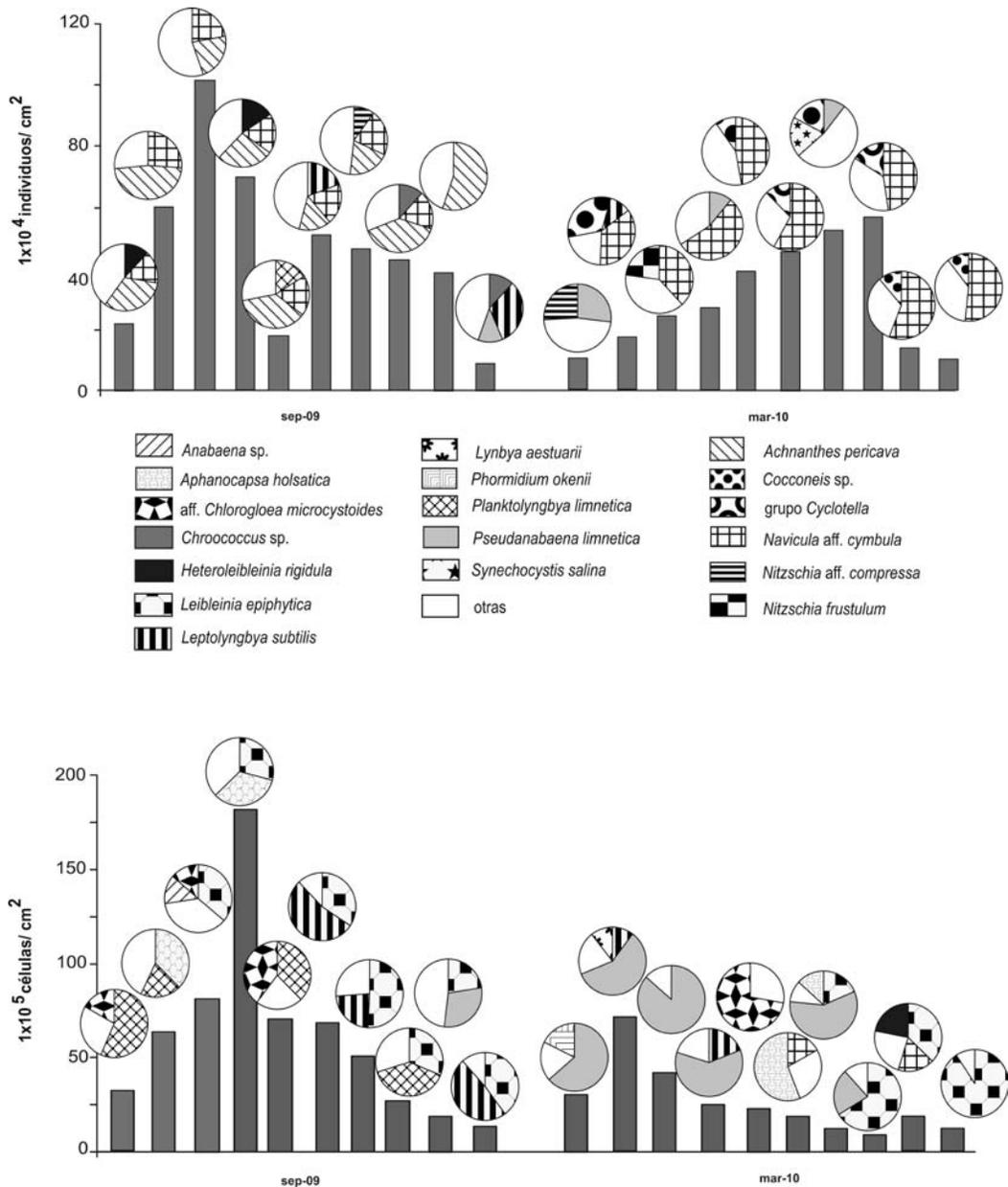


Figura 4. Abundancia del epilimnion (barras) y contribución de las especies dominantes (gráfico de tortas) expresados a partir del número de individuos y del número del células correspondientes a cada réplica y momento estudiado.

*busta* (presentes en bajo número y en forma agregada) y *Synechocystis salina*, muy abundante y frecuente (Fig. 4).

## DISCUSION

El sistema en estudio es un canal de sección y recorrido regular, por lo que las principales variables forzantes actuantes sobre el bentos estarán más relacionadas con la velocidad y nivel del agua, a diferencia de los ríos y arroyos, donde componentes de su morfometría y variaciones en la constitución del lecho podrían tener un rol preponderante en el desarrollo de las comunidades bentónicas.

En septiembre la fisonomía y composición del fitobenton estarían asociadas a las características del período seco precedente. Se observó una comunidad con desarrollo vertical y constituida principalmente por organismos bentónicos, así como la profusión de talos de macroalgas como determinantes del arreglo espacial de especies asociadas, principalmente cianofíceas filamentosas y la diatomea *Achnanthes pericava*. La notoria diferencia de abundancia de talos y concentración de clorofila *a* entre las réplicas se debió a la distribución agregada de varias especies del fitobenton. La complejidad estructural tanto vertical como respecto a los patrones de distribución espacial de las algas estaría evidenciando la presencia de una comunidad estable, que no habría sido perturbada durante un período de tiempo suficientemente prolongado como para lograr esta complejidad correspondiente a etapas sucesionales maduras con predominancia de macroalgas. Esta estructura es coincidente con los

hallazgos de Biggs (1996) que encuentra que periodos extensos de estabilidad de caudal entre crecidas (4-10 semanas) permiten la acumulación de biomasa y la sucesión desde diatomeas a algas filamentosas grandes y cianofitas. En el mismo sentido, la abundancia de masas de algas filamentosas habría favorecido la depositación de diatomeas, incrementando la heterogeneidad de hábitats (Peterson, 1990).

En este mes el fitobenton estuvo representado por organismos típicamente bentónicos como *Euglena proxima*, las diatomeas *Achnanthes pericava*, *Denticula elegans*, *Surirella striatula* y las cianofitas *Leptolyngbya subtilis* y *Phormidium okenii*.

En septiembre en la columna de agua se destacan las bajas concentraciones de oxígeno disuelto y fitoplancton activo, mientras que la concentración de nutrientes no fue limitante. Posteriormente, en marzo se registran valores mayores de conductividad, de sólidos en suspensión, de materia orgánica y concentración de nitratos y fósforo total en el agua, en relación con el período de mayores precipitaciones, consecuente ingreso de materiales y nutrientes por escorrentía superficial, solubilización y aporte de sales de la región oeste. Asimismo este período con mayor nivel del agua fue favorable para el desarrollo del fitoplancton, probablemente asociado con el aumento de la concentración de oxígeno disuelto en el agua. Estos cambios en la masa de agua afectaron al bentos. La etapa de lluvias habría generado un período de erosión sobre el sedimento durante los momentos de mayor velocidad del agua, simplificando la estructura vertical de la comu-

nidad, homogeneizando la distribución horizontal de las especies y provocando la reducción en la abundancia de algas. Además, el hecho particular de que durante los 22 días previos a este muestreo no se registraran precipitaciones habría provocado que la velocidad de corriente disminuyera dando lugar a la decantación de algas de origen planctónico a los sedimentos y el consecuente aumento en la riqueza específica de la comunidad bentónica.

En marzo se encontró una comunidad diferente a la de septiembre, en la cual algunas especies bentónicas estuvieron ausentes o se encontraron en menor proporción y número respecto al muestreo anterior, mientras que otras especies catalogadas como planctónicas (como las cianofitas *Anabaenopsis* sp., *Spirulina robusta* y *Synechocystis salina* y las clorofitas *Scenedesmus quadricauda* y *Pediastrum boryanum* y el "grupo *Cyclotella*") se registraron sobre este sustrato dando como resultado una mayor riqueza específica y menor abundancia tanto de talos como de células. Estos resultados y la recurrencia de los ciclos de lluvias y sequías podrían encuadrarse en los ciclos de pérdidas y acumulación que pueden encontrarse en arroyos que experimentan disturbios de una frecuencia moderada (o estacional), como señala Biggs (1996). En nuestro caso la densidad y composición algal variaron, mientras que la concentración de clorofila *a* activa fue semejante entre ambas fechas. Esta diferencia entre los resultados cuantitativos y de clorofila probablemente se deban al efecto de sombreado por los acúmulos de macroalgas en septiembre.

Algunas especies se encontraron en los dos momentos estudiados con similares abundancias, como las diatomeas *Entomoneis alata*, *Plagiotropis lepidoptera*, *Pleurosira laevis* f. *polymorpha*, *Surirella striatula* y *Tryblionella hungarica*, y las cianofitas aff. *Chlorogloea microcystoides* y *Lyngbya aestuarii*. Estas especies pueden ser consideradas integrantes típicas de la ficoflora bentónica del canal Mercante y serían tolerantes a cambios en la velocidad de corriente. Otras especies presentes en septiembre no se encontraron en marzo, por ejemplo *Tabularia fasciculata*, una diatomea no adherida que sería susceptible a la deriva (Peterson, 1996). Por el contrario, las especies nuevas halladas provenientes del plancton podrían estar relacionadas tanto con la mayor densidad del plancton como con el incremento en la tasa de inmigración luego de varios días posteriores a la perturbación (Stevenson, 1990).

Se destaca la semejanza florística entre nuestro trabajo y los resultados de otras investigaciones realizadas sobre el epipelón de ríos y arroyos en la provincia de Buenos Aires: *Amphora coffeaeformis* (Claps, 1996 y Gomez y Licursi, 2001), *Amphora ovalis* (Solari y Claps, 1996; Claps, 1996; Giorgi, 1998 y Giorgi et al., 2003), *Campylodiscus clypeus* (Solari y Claps, 1996), *Gyrosigma terryanum* (Solari y Claps, 1996 y Claps, 1996), *Nitzschia frustulum* (Gomez y Licursi, 2001 y Sierra, 2009), *Planktolynghya limnetica* (Claps, 1996; Giorgi, 1998 y Giorgi et al, 2003), *Pleurosira laevis* (Solari y Claps, 1996; Claps, 1996; Gomez y Licursi, 2001 y Gomez et.al., 2009), *Surirella striatula* (Claps, 1996) y *Tryblionella*

*hungarica* (Claps, 1996; Giorgi, 1998, Gomez y Licursi, 2001 y Giorgi et al., 2003).

Entre los aportes del plancton se destacan especies que han sido citadas para esta cuenca como planctónicas: *Pediasstrum boryanum* (Gabellone et al., 2001; O` Farrell, 1993), y *Merismopedia tenuissima* (Solari y Claps, 1996). Respecto a nuestros hallazgos de la abundancia y existencia simultánea de distintas especies de Diatomeas centrales Coscinodiscales, podemos referir los trabajos de Bazzuri et al. (2010), Gabellone et al. (2001), Izaguirre y Vinocur (1994) y Solari et al. (2002) que mencionan a *Cyclotella meneghiniana* como planctónica, mientras que Claps (1996) encuentra a esta especie como constituyente del epilimnion. Otras especies como *Scenedesmus quadricauda* pueden ser consideradas ubicuas, habiendo sido encontradas tanto en el plancton como integrante de la flora bentónica en la región (Claps, 1996; Gabellone et al, 2001; O` Farrell, 1993).

Cabe destacar que la mayoría de las especies halladas han sido registradas como halófitas, no encontrándose diferencias en la proporción de algas con esta preferencia entre las dos fechas, a pesar de duplicarse la conductividad en la segunda ocasión de muestreo.

En este estudio se identificaron dos estados de la comunidad que pueden asociarse a los fenómenos de erosión/depositación vinculados al efecto de la corriente del agua, por lo que se concluye que los cambios hidrológicos en el canal tendrían incidencia en la composición y abundancia del fitobentón. El valor de erosividad moderada indica que los fenómenos de

erosión y sedimentación son ambos comunes en este sector y por lo tanto el seguimiento en el tiempo a lo largo del ciclo hidrológico es fundamental para interpretar la dinámica de esta comunidad y su interrelación con el plancton.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) (PICT 12560). Analía dos Santos es becaria del CONICET (Argentina).

## BIBLIOGRAFIA

- Aboal, M., M. A. Puig, A. Sánchez-Godínez y G. Soler. 1994. Algal standing-crop in some Mediterranean temporary rivers in southeastern Spain. *Verhandlungen Internationalen Verein Limnologie*, 25: 1746 – 1750.
- Acker, F. 2002. Protocol P 13-50: Preparation of USGS NAWQA Program algal samples for analysis using Palmer Maloney Cells. *En*: D. F. Charles, C. Knowles y R. S. Davis (Eds.). Protocols for the analysis of algal samples collected as part of the U.S. Geological Survey National Water-Quality Assessment Program. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia (ANSP), Patrick Center for Environmental Research, Phycology Section. Report N° 02-063.
- Andersen, J. 1979. An ignition method for determination of TP in lake sediments. *Water Research*, 10: 329 – 331.

- APHA (American Public Health Association). 1995. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. Washington D.C.
- Bazzuri, M. E., N. Gabellone y L. Solari. 2010. Influencia ecológica de los canales de drenaje de la pampa arenosa en la cuenca superior del río Salado (Bs. As., Argentina). Actas del I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. Azul, Buenos Aires: 609 – 616.
- Besteiro, S. M., M. I. Delgado, F. J. Gaspari, M. Asborn y E. Kruse. 2009. Determinación de la erosividad de las precipitaciones en la Cuenca Alta del Arroyo del Pescado, P.B.A. Actas CongreMet X - CLIMet XIII. Buenos Aires.
- Biggs, B. J. F. 1996. Patterns in benthic algae of streams. *En*: R. J. Stevenson, M. L. Bothwell y R. L. Lowe (Eds). Algal Ecology. Freshwater benthic ecosystems. Academic Press, San Diego: 31 – 56.
- Bourne, A. 2000. Factors influencing the abundance of sediment associated algae in two isolated ponds and a turbid channel of Delta Marsh, Manitoba. Master of Science Thesis. Faculty of Graduate Studies of University of Manitoba.
- Burkholder, J. M. y R. G. Wetzel. 1989. Microbial colonization on natural and artificial macrophytes in a phosphorus limited hardwater lake. *Journal of Phycology*, 25: 55 – 65.
- Claps, M. C. 1996. Structure and dynamics of epipelagic algae from a plain river (Sambombón River, Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie*, 137 (2): 251 – 263.
- Claps M. C., L. Solari y N. Gabellone. 1997. Pond-river interactions in a pampean basin (Salado river, Buenos Aires, Argentina): an approach. Proc. 7th International Conference on the Conservation and Management of Lakes: 41-44.
- Gabellone N., L. Solari y M. C. Claps. 2001. Planktonic and physico-chemical dynamics of a markedly fluctuating backwater pond associated with a lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 6: 133 – 142.
- Gabellone, N., R. Sarandón y M. C. Claps. 2003. Caracterización y zonificación ecológica de la cuenca del río Salado. *En*: O. Maiola, N. Gabellone y M. Hernández (Eds.), Inundaciones en la región pampeana. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata: 87 - 122.
- Gabellone N., M. C. Claps, L. Solari y N. Neschuk. 2005. Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry*, 75: 455 – 477.
- Gabellone N., L. Solari, M. C. Claps y N. Neschuk. 2008. Chemical classification of the water in a lowland river basin (Salado River, Buenos Aires, Argentina) affected by hydraulic modifications. *Environmental Geology*, 53: 1353 – 1363.
- Giorgi, A. 1998. Factores reguladores del fitobentos de arroyos de llanura. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.

- Giorgi, A., L. Malacalza y M. A. Casco.** 2003. Fitobentos en rápidos y remansos de un arroyo pampeano. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 38(1-2): 165 – 174.
- Gómez, N. y M. Licursi.** 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 173 – 181.
- Gómez, N., M. Licursi y J. Cocheró.** 2009. Seasonal and spatial distribution of the microbenthic communities of the Río de la Plata estuary (Argentina) and possible environmental controls. *Marine Pollution Bulletin*, 58 (6): 878 – 887.
- Izaguirre, I. y A. Vinocur.** 1994. Algal assemblages from shallow lakes of the Salado River Basin (Argentina). *Hydrobiologia*, 289: 57 – 64.
- Lorenzen, C. J.** 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12: 343 – 346.
- Margalef, R.** 1983. *Limnología*. Ediciones Omega.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.** Sistema integrado de información agropecuaria. Sistemas estadísticos. [Http://www.siiia.gov.ar/index.php/series-por-tema/agrometeorologia](http://www.siiia.gov.ar/index.php/series-por-tema/agrometeorologia).
- Modenutti, B. E. y E. G. Balseiro.** 1995. Muestreos y error. *En: E. C. Lopretto y G. Tell (Eds.). Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur. La Plata, Argentina: 351 – 360.
- Neschuk, N., N. A. Gabellone y M. C. Claps.** 2000. Caracterización espacial del río Salado (Buenos Aires) a partir de concentraciones de fósforo total. *Diversidad y Ambiente*, 1: 13 – 19.
- Neschuk, N., M. C. Claps y N. Gabellone.** 2002a. Planktonic rotifers of a saline-lowland river: the Salado River (Argentina). *Annales de Limnologie*, 38 (3): 191 – 198.
- Neschuk, N., N. Gabellone y L. Solari.** 2002b. Plankton characterisation of a lowland river (Salado River, Argentina). *Verhandlungen Internationalen Verein Limnologie*, 28: 1 – 4.
- O'Farrel, I.** 1993. Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia*, 271: 169 – 178.
- Peterson, C. G.** 1996. Response of benthic algal communities to natural physical disturbance. *En: R. J. Stevenson, M. L. Bothwell y R. L. Lowe (Eds.). Algal Ecology. Freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego: 375 – 403.
- Quaíni, K., N. Gabellone, M. Ardohain y L. C. Solari.** 2006. Muestreo intensivo de parámetros físico-químicos en dos sitios de la cuenca inferior del río Salado (pcia. de Buenos Aires): estudio comparativo. *Biología Acuática*, 22: 215 – 222.
- Reynolds, C. S.** 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Semina, H. J.** 1978. *Phytoplankton Manual UNESCO*. Ed. Sournia, A. París, Francia.
- Sierra, M. V.** 2009. Microbentos de sistemas lóticos pampeanos y su relación con la calidad del agua: respuestas estructurales y funcionales. Tesis docto-

- ral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- Solari, L. y M. C. Claps.** 1996. Planktonic and benthic algae of a pampean river (Argentina): comparative analysis. *Annales des Limnologie* 32 (2): 89 – 95.
- Solari, L., M. C. Claps y N. Gabellone.** 2002. River-backwater pond interactions in the lower basin of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie Supplement*, 141: 99 – 119.
- Stevenson, R. J.** 1990. Benthic algal community dynamics in a stream during and after a spate. *Journal of the North American Benthological Society*, 9: 277 – 288.
- Stevenson, R. J.** 1996. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. *En*: R. J. Stevenson, M. L. Bothwell y R. L. Lowe (Eds). *Algal Ecology. Freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego: 3 – 30.
- Varela, M.** 1981. El problema de la determinación de clorofila a en el fitobentos: discusión sobre la metodología. *Oecología Aquatica*, 5: 7 – 19.



## CAMBIOS EN LA DIVERSIDAD Y VARIACIÓN INTERANUAL DE LA ABUNDANCIA DEL ZOOPLANKTON DE UN LAGO SOMERO URBANO DE LA PAMPA

S. A. Echaniz, A. M. Vignatti, A. Pilati y S. Kissner

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa.  
Avenida Uruguay 151. 6300. Santa Rosa, La Pampa.  
*sechaniz@cpenet.com.ar*

**ABSTRACT.** Don Tomás is an urban, turbid and hypereutrophic shallow lake located in the west side of Santa Rosa. As it has an important silverside population (*Odontesthes bonariensis*) this lake is important for recreational and touristic activities. As many changes in many limnological parameters were observed, including zooplankton composition and abundance between 1995-96 and 2006, the main objective of this research was to compare these parameters with the ones obtained from September 2008 to August 2009. Salinity decreased along the three periods from 1.65 (1995-96) to 0.65 g.l<sup>-1</sup> (2008-09) mainly due to the city runoff and the constant water pumping for irrigation. Water transparency also decreased from 0.24 (1995-96) to 0.14 m (2008-09). Zooplankton total richness did not change, but changes in taxonomical composition were observed when groups were separately analyzed (cladoceran richness decreased and rotifers increased during 2006. Cladoceran richness decreased from 9 species in 1995-96 to 4 in 2006, to only 2 species in 2008-2009. The same pattern was observed with copepod richness which decreased from 4 species in 2006 to only 2 species in 2008-09. Rotifer richness, on the other hand, increased from 8 species (1995-96) to 15 (2008-2009). The decreased water transparency could have been due to the lack of *Daphnia* (observed only in 1995-96) and the increased dominance of rotifers. Total zooplankton abundance showed important inter-annual differences, being the lowest in 2006. The obtained results reveal the wide variability of zooplankton in this type of environment.

**KEY WORDS:** Shallow lakes, zooplankton, cladocerans, rotifers.

**PALABRAS CLAVE:** Lagos someros, zooplankton, cladóceros, rotíferos.

### INTRODUCCIÓN

En la provincia de La Pampa, los lagos someros son abundantes, diversos y algunos tienen importancia por su biodiversidad o interés recreativo y turístico. Recientemente se han realizado estudios enmarcados en el modelo de los estados alternativos de los lagos someros que contemplan las concentraciones de

nutrientes, clorofila *a* y la influencia de interacciones tróficas como la depredación sobre el zooplankton (Echaniz *et al.*, 2008, 2009 y 2010 a y b; Echaniz y Vignatti, 2010; Vignatti *et al.*, 2009).

Entre los lagos someros pampeanos, se destaca Don Tomás, ubicado en la ciudad de Santa Rosa, debido a que está rodeado por un parque recreativo y como posee fauna íctica con predominio de pejerreyes

(*Odontesthes bonariensis*), permite el desarrollo de pesca deportiva que resulta un polo de atracción turística para la zona. De igual forma que la mayoría de los lagos someros de la región, inicialmente fue temporario y de elevada salinidad, pero dado que es el cuenco receptor del sistema de desagües pluviales de la ciudad, se ha transformado en permanente. En el sur de la laguna se encuentra una estación de bombeo que permite retirar los excedentes de agua cuando existe riesgo de inundación de zonas cercanas de la ciudad (Fig. 1) y de ella se extrae agua permanentemente para el riego de calles.

Algunas de las características físico químicas y biológicas de Don Tomás se han modificado a lo largo del tiempo como consecuencia del trasvase o extracción de agua y debido a la depredación por los peces (Echaniz *et al.*, 2008). Entre los cambios físicos y químicos, se destacan la disminución de la transparencia del agua y la salinidad registradas entre 1995-96 y 2006 y entre los biológicos la modificación de la composición taxonómica de la comunidad zooplanctónica, registrándose en 2006 menor riqueza de cladóceros y mayor de rotíferos, y la ausencia de especies de *Daphnia* (Echaniz *et al.*, 2008).

Teniendo en cuenta lo expresado precedentemente, el objetivo de este trabajo es analizar la composición taxonómica, la abundancia y la biomasa zooplanctónicas registradas en la laguna Don Tomás durante el período comprendido entre septiembre de 2008 y agosto de 2009, sus relaciones con los principales parámetros físico químicos y comparar los resulta-

dos con información previa, a efectos de evaluar la situación de este ambiente y probar las siguientes hipótesis: i) debido a que entre los períodos 1995-1996 y 2006 la salinidad y el pH descendieron, durante 2008-2009 los valores de estos parámetros también son menores debido al efecto de dilución producido por la extracción de agua; ii) la presencia de peces planctívoros que depredan sobre el zooplancton de mayor tamaño y eficiencia de filtración, hace que esté integrado mayoritariamente por especies pequeñas, lo que favorece el estado turbio del lago Don Tomás y iii) debido a que la comunidad zooplanctónica está conformada principalmente por especies de talla reducida y baja eficiencia de filtración, la transparencia del agua registrada en 2008-09 es menor y la concentración de clorofila *a* fitoplanctónica más elevada que en 2006.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

Don Tomás (64° 19' O, 36° 37' S) es un cuerpo de agua somero, turbio, permanente, situado al oeste de la ciudad de Santa Rosa (Fig. 1). Tiene una superficie de 148,3 ha y durante este estudio su profundidad máxima fue 2,1 m. El cuenco original fue fraccionado en tres menores mediante la construcción de terraplenes y caminos (Fig. 1) y dado que su perímetro ha sido rectificad y dragado casi no presenta vegetación acuática. El cálculo del desarrollo de la línea de costa muestra que su contorno es muy regular, casi circular y sin accidentes (Tabla 1).

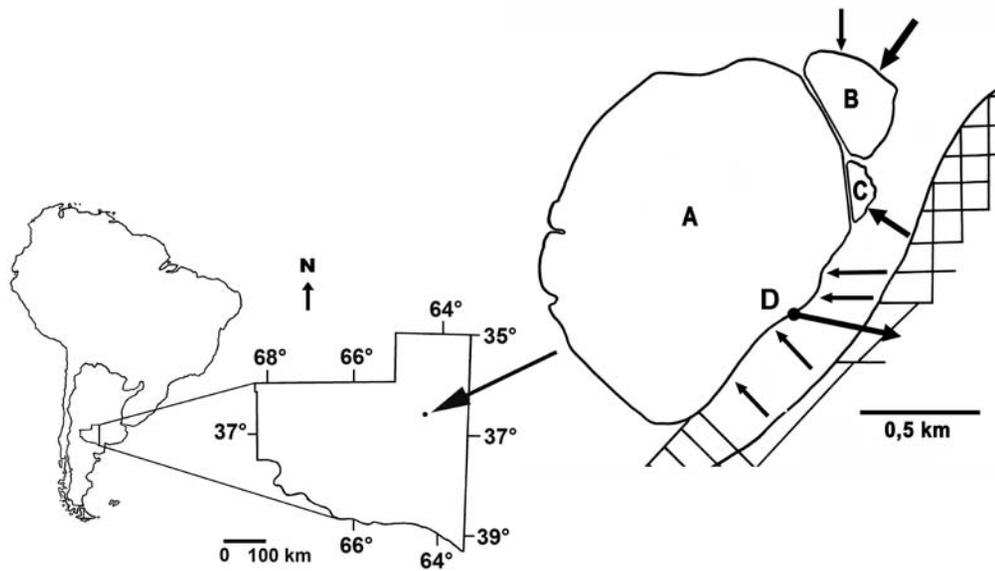


Figura 1. Localización de la laguna Don Tomás. A, B y C: cuencos en que fue dividida. D: estación de bombeo. Las flechas indican los puntos de entrada de los desagües pluviales y la salida de la estación de bombeo.

Tabla 1. Principales parámetros morfométricos de la laguna Don Tomás (Datos correspondientes a 2008-09).

|                          |         |
|--------------------------|---------|
| Largo máximo (m)         | 1745,20 |
| Ancho máximo (m)         | 1167,10 |
| Longitud línea costa (m) | 6719,30 |
| Área (ha)                | 148,30  |
| Desarrollo línea costa   | 1,10    |
| Profundidad máxima (m)   | 2,10    |

En ella se desarrolla una fauna íctica, integrada por pejerreyes (*Odontesthes bonariensis*), carpas (*Cyprinus carpio*), madre-citas (*Cnesterodon decemmaculatus* y *Jenynsia multidentata*) y dientudos (*Oligosarcus jenynsi*), lo que le confiere valor turístico.

### Trabajo de campo y laboratorio

Se realizaron muestreos mensuales desde septiembre de 2008 hasta agosto

de 2009, en dos sitios. En ellos se registró la temperatura del agua y la concentración de oxígeno disuelto (oxímetro Ysi), la transparencia del agua (disco de Secchi) y se tomaron muestras de agua para los análisis físicos, químicos y de clorofila *a*. En cada sitio se tomaron muestras cuantitativas subsuperficiales de zooplankton con recipientes tarados de 10 litros de capacidad, las que fueron filtradas a través de una red de 0,04 mm de abertura de

mallas y una muestra cualitativa, con una red de 20 cm de diámetro de boca y 0,04 mm de abertura de malla. Las muestras se anestesiaron con CO<sub>2</sub> previo a la fijación, para evitar deformaciones de los ejemplares y se mantuvieron refrigeradas hasta su análisis. Posteriormente se fijaron con formalina al 5-6% y se depositaron en la planctoteca de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNLPam.

El pH se determinó mediante un peachímetro Corning PS 15 y la concentración de sólidos disueltos (salinidad) por secado de 50 ml de agua a 103-104°C. La concentración de clorofila *a* se estimó por filtración de 15 ml de agua con filtros de fibra de vidrio tipo Gelman A/E. Los pigmentos fueron extraídos en frío con acetona 100%, acidificados para corregir los feopigmentos, y las lecturas se hicieron con un fluorómetro Aquafluor (Turner Designs) (Arar y Collins, 1997). Se determinó el nitrógeno total Kjeldahl mientras que la concentración de fósforo total se obtuvo mediante la digestión de la muestra con persulfato de potasio en medio ácido y espectrofotometría (APHA, 1992).

Se determinó la densidad por especie en cada estación. En el caso del macrozooplancton (Kalff, 2002), mediante conteos en cámaras de Bogorov bajo microscopio estereoscópico a 20-40 X y las alícuotas fueron tomadas con un submuestreador de Russell de 5 ml, (José de Paggi y Paggi, 1995). La densidad del microzooplancton (Kalff, 2002) se determinó mediante la toma de alícuotas de 1 ml, que se contaron bajo microscopio óptico convencional en cámaras de Sedgwick-Rafter a 40-100 X (José de Paggi y Paggi, 1995).

La biomasa se calculó mediante la medición de 30 ejemplares por especie, seleccionados al azar y la aplicación de las fórmulas que relacionan la longitud con el peso seco (Dumont *et al.*, 1975; Ruttner-Kolisko, 1977; Rosen, 1981; McCauley, 1984; Culver *et al.*, 1985; Kobayashi, 1997).

Se efectuaron análisis de varianza no paramétricos de Kruskal-Wallis y el test *a posteriori* de Fisher. Se calculó la diversidad beta mediante el índice de Whittaker en sentido temporal (Magurran, 2004).

## RESULTADOS

### Parámetros ambientales

La temperatura del agua siguió un patrón estacional con una mínima cercana a 6°C en julio y una máxima superior a 26°C en diciembre. La concentración de oxígeno fue elevada y alcanzó una media de 11,38 mg.l<sup>-1</sup> (Tabla 2), con un mínimo de 7,64 mg.l<sup>-1</sup> en octubre y un máximo de 13,14 mg.l<sup>-1</sup> en marzo.

La salinidad media a lo largo del estudio fue 0,65 g.l<sup>-1</sup> ( $\pm 0,07$ ) (Tabla 2) y ascendió ligeramente desde un mínimo de 0,57 en enero, hasta un máximo de

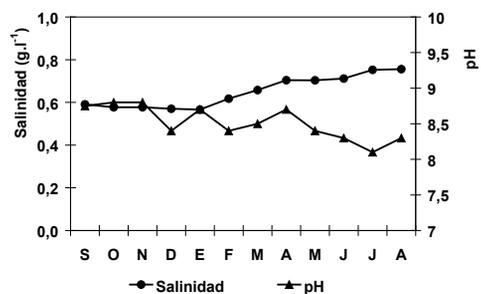


Figura 2. Variación mensual de la salinidad y el pH en el lago urbano Don Tomás durante el ciclo anual 2008-2009.

**Tabla 2.** Comparación de los principales parámetros limnológicos registrados en los tres períodos estudiados en el lago urbano Don Tomás.

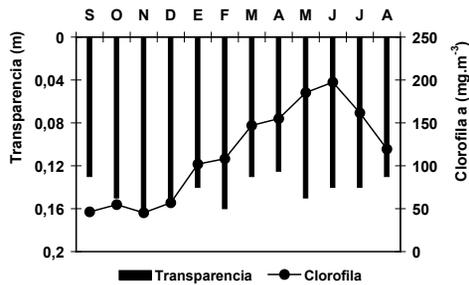
|   |              | 1995-96      | 2006           | 2008-09        |
|---|--------------|--------------|----------------|----------------|
| Temperatura<br>(°C)                       | <b>Media</b> | 16,53        | 16,26          | 17,39          |
|   | Mín.-máx.    | 6,30 – 24,00 | 7,10 - 24,10   | 6,20 - 26,25   |
| Transparencia<br>(m)                      | <b>Media</b> | 0,24         | 0,15           | 0,14           |
|   | Mín.-máx.    | 0,10 - 0,32  | 0,12 - 0,21    | 0,13 - 0,17    |
| Salinidad<br>(g.l <sup>-1</sup> )         | <b>Media</b> | 1,65         | 0,80           | 0,65           |
|   | Mín.-máx.    | 1,40 - 1,91  | 0,71 - 0,96    | 0,57 - 0,76    |
| pH  | <b>Media</b> | 9,39         | 8,64           | 8,51           |
|   | Mín.-máx.    | 8,56 - 9,89  | 8,01 - 9,11    | 8,10 - 8,80    |
| Clorofila<br>(mg.m <sup>-3</sup> )        | <b>Media</b> |              | 154,60         | 114,91         |
|   | Mín.-máx.    |              | 88,80 - 211,46 | 45,20 - 197,40 |
| PT<br>(mg.l <sup>-1</sup> )               | <b>Media</b> |              | 9,71           | 10,78          |
|   | Mín.-máx.    |              | 3,75 - 16,90   | 7,50 - 13,13   |
| NT<br>(mg.l <sup>-1</sup> )               | <b>Media</b> |              | 11,52          | 6,93           |
|   | Mín.-máx.    |              | 7,40 - 16,88   | 5,63 - 9,38    |
| Oxígeno disuelto<br>(mg.l <sup>-1</sup> ) | <b>Media</b> |              | 8,45           | 11,38          |
|   | Mín.-máx.    |              | 6,20 - 10,3    | 7,65 - 13,15   |

0,76 registrado en julio (Fig. 2). El pH se mantuvo relativamente estable (Fig. 2) con un valor medio de 8,51 ( $\pm 0,23$ ).

La transparencia del agua fue reducida, con una media de 0,14 m ( $\pm 0,01$ ) y mostró poca variación a lo largo del estudio (Fig. 3 y Tabla 2). La concentración media de clorofila *a* fitoplanctónica fue relativamente elevada (114,9 mg.m<sup>-3</sup>  $\pm 55,1$ ) pero fluctuó entre un mínimo de 46,3 mg.m<sup>-3</sup> en septiembre hasta al-

canzar concentraciones superiores a 150 mg.m<sup>-3</sup> durante el otoño (Fig. 3 y Tabla 2). Aunque se encontró correlación negativa entre ambos parámetros, no fue estadísticamente significativa ( $R = -0,32$ ;  $p = 0,3082$ ).

Las concentraciones de nutrientes fueron elevadas durante todo el ciclo anual y la media de fósforo total (10,78 mg.l<sup>-1</sup>  $\pm 1,98$ ) fue superior a la de nitrógeno total (6,93 mg.l<sup>-1</sup>  $\pm 1,08$ ) (Tabla 2). Las



**Figura 3.** Variación mensual de la transparencia del agua y la concentración de clorofila a en el lago urbano Don Tomás durante el ciclo anual 2008-2009.

concentraciones del primero fueron ligeramente más elevadas durante el verano mientras que las del segundo fueron más

estables y no se encontró correlación significativa entre ambos nutrientes ( $R = 0,28$ ;  $p = 0,3848$ ).

## PARÁMETROS BIOLÓGICOS

### *Diversidad zooplanctónica*

Se registraron 19 taxones (Tabla 3). El predominio fue de los rotíferos, dado que se registraron 15 especies respecto a las dos de cladóceros y a las dos de copépodos. La riqueza mínima (6 especies) se registró durante el invierno (agosto) y la máxima en primavera (octubre) (13 taxones).

**Tabla 3.** Especies registradas en los tres períodos y densidad media a lo largo de cada estudio en el lago urbano Don Tomás (individuos por litro).

|  | 1995-96 | 2006  | 2008-09 |
|--|---------|-------|---------|
| <b>Cladóceros</b>                                |         |       |         |
| <i>Bosmina huaronensis</i> Delachaux, 1918       | 291,6   | 49,1  | 183,2   |
| <i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981         | 7,6     | 5,6   | 3,3     |
| <i>Moina micrura</i> Kurz, 1874                  | 49,9    | 11,2  | -       |
| <i>Alona</i> sp.                                 | 74,9    | 3,6   | -       |
| <i>Leydigia leydigi</i> Schoedler, 1863          | 0,7     | -     | -       |
| <i>Macrothrix</i> sp.                            | 0,5     | -     | -       |
| <i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1895          | 10,3    | -     | -       |
| <i>Daphnia obtusa</i> Kurz, 1874                 | 1,0     | -     | -       |
| <i>D. spinulata</i> Birabén, 1917                | 26,9    | -     | -       |
| <b>Copépodos</b>                                 |         |       |         |
| <i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski, 1892) | 166,8   | 158,9 | -       |
| <i>Microcyclops anceps</i> (Richard, 1897)       | 124,5   | 150,0 | 269,8   |
| <i>Acanthocyclops robustus</i> (G.O. Sars, 1863) | -       | -     | 0,7     |
| <i>Cletocamptus deitersi</i> (Richard, 1897)     | 0,1     | 0,1   | -       |

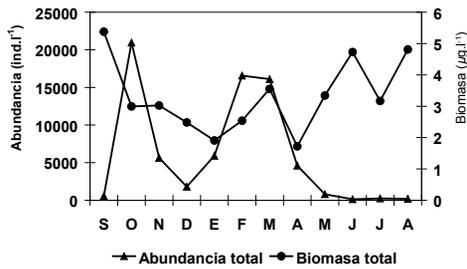
|   |        |       |        |
|---|--------|-------|--------|
| <i>Boeckella gracilis</i> (Daday, 1902)         | -      | 0,2   | -      |
| <b>Rotíferos</b>                                |        |       |        |
| <i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786       | 269,4  | 180,8 | 3,6    |
| <i>B. angularis</i> Gosse, 1851                 | 51,4   | 3,8   | 368,4  |
| <i>B. caudatus</i> Barrois & Daday, 1894        | 9468,3 | 0,8   | -      |
| <i>B. havanaensis</i> Rousselet, 1913           | 129,6  | 9,5   | 1541,1 |
| <i>B. dimidiatus</i> Bryce, 1931                | -      | 15,1  | 1,1    |
| <i>B. quadridentatus</i> Hermann, 1783          | -      | 2,0   | -      |
| <i>B. calyciflorus</i> (Pallas, 1766)           | -      | 2,8   | 25,6   |
| <i>B. pterodinooides</i> Rousselet, 1913        | -      | 0,4   | -      |
| <i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)       | 1072,5 | 306,0 | 195,1  |
| <i>K. tropica</i> (Apstein, 1907)               | -      | -     | 2120,7 |
| <i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925    | 17,5   | 87,5  | 87,6   |
| <i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929) | -      | 5,2   | 126,5  |
| <i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)      | 209,5  | -     | 0,4    |
| <i>Pompholyx complanata</i> Gosse, 1851         | -      | -     | 818,8  |
| <i>Lecane</i> sp.                               | -      | 3,1   | 0,2    |
| <i>Colurella</i> sp.                            | 2206,0 | -     | 0,4    |
| <i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)          | -      | -     | 4,7    |
| <i>Synchaeta</i> sp.                            | -      | -     | 3,3    |
| Riqueza total                                   | 20     | 20    | 19     |

### **Densidad zooplanctónica**

La ausencia de diferencias significativas en la densidad zooplanctónica total de las dos estaciones y al considerar los cladóceros, copépodos o rotíferos por separado, hizo que los resultados se presenten mediante los valores medios entre ambos puntos de muestreo.

La densidad fue altamente fluctuante, ya que presentó valores muy reducidos durante el invierno (140 ind.l<sup>-1</sup> en julio) y un pico primaveral que superó 20.000 ind.l<sup>-1</sup> en octubre (Fig. 4).

Los cladóceros presentaron una abundancia media anual de 186,5 ind.l<sup>-1</sup> ( $\pm$  260,1) y sólo representaron el 3% del total de la comunidad. Tuvieron un pico



**Figura 4.** Variación mensual de la abundancia total y la biomasa total del zooplankton en el lago urbano Don Tomás durante el ciclo anual 2008-2009.

en noviembre, cuando alcanzaron 816,8 ind.l<sup>-1</sup>, aportados especialmente por *Bosmina huaronensis*. *Diaphanosoma birgei* sólo estuvo presente en dos ocasiones y sus abundancias fueron cercanas a los 20 ind.l<sup>-1</sup>. Los copépodos adultos y copepoditos presentaron una abundancia media anual de 270,3 ind.l<sup>-1</sup> ( $\pm 216,8$ ), lo que representó el 4% del total. La mayor parte de la densidad de este grupo fue aportada por *Microcyclops anceps*, que presentó un pico en verano (febrero) superior a los 730 ind.l<sup>-1</sup>. Los nauplios, con una densidad media anual de 540,2 ind.l<sup>-1</sup> ( $\pm 591,9$ ), alcanzaron una densidad máxima de 1.611,7 ind.l<sup>-1</sup> en noviembre y representaron casi el 9% del total.

Los rotíferos, con una densidad media de 5.131,1 ind.l<sup>-1</sup> ( $\pm 7059,5$ ) constituyeron el grupo más abundante, superando el 83% del total. Fueron más numerosos en octubre, cuando superaron 19.000 ind.l<sup>-1</sup>, en especial por el aporte de *Keratella tropica*. Su abundancia fue muy reducida en invierno, ya que llegaron a un mínimo de 64 ind.l<sup>-1</sup> en agosto.

La biomasa de la comunidad también fue un parámetro fluctuante. Tuvo su valor mínimo en invierno, con 1,72 µg.l<sup>-1</sup> (agosto) y máximo en septiembre con 5,38 µg.l<sup>-1</sup> (Fig. 4). Los cladóceros, con una biomasa media anual de 0,66 µg.l<sup>-1</sup> ( $\pm 0,49$ ) representaron el 20% del total de la comunidad. Si bien *B. huaronensis* fue el cladóceros que mayor biomasa aportó a lo largo del período estudiado, superior al 98% del grupo, el pico máximo de la biomasa de los cladóceros ocurrió en marzo y principalmente por el aporte de *D. birgei* (1,75 µg.l<sup>-1</sup>). Los copépodos (adultos y copepoditos) alcanzaron una biomasa media anual de 2,28 µg.l<sup>-1</sup> ( $\pm 1,17$ ) y, con casi el 70% del total, fueron el grupo predominante. Entre éstos, la mayor contribución fue de *Microcyclops anceps*, responsable del pico de biomasa primaveral, ya que alcanzó 4,32 µg.l<sup>-1</sup> en septiembre. Los nauplios y los rotíferos realizaron el menor aporte (5 y 6%, respectivamente), con valores máximos en verano, biomasa aportada especialmente por *Brachionus calyciflorus*, que superó 0,24 µg.l<sup>-1</sup> en enero, febrero y marzo.

#### COMPARACIÓN CON INFORMACIÓN APORTADA POR ESTUDIOS ANTERIORES

##### *Parámetros ambientales*

La transparencia del agua en 1995-96 fue más elevada, disminuyendo un 40% en 2006 y 2008-09 (Tabla 2). Las diferencias fueron significativas ( $H = 14,75$ ;  $p = 0,0006$ ) y el post test indicó que 2006 y 2008-09 fueron similares pero difirieron de 1995-96 (Fig. 5).

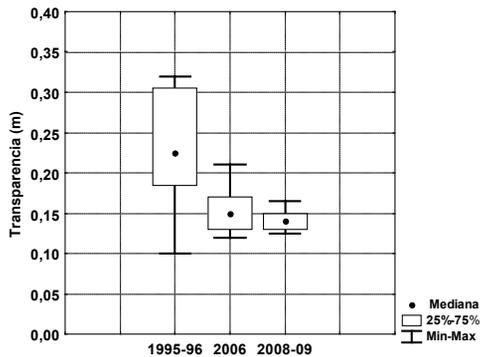


Figura 5. Comparación de la transparencia del agua de los tres períodos considerados en el lago urbano Don Tomás.

La concentración de sólidos disueltos también disminuyó. Entre 1995-96 y 2006 disminuyó  $0,85 \text{ g.l}^{-1}$  (aproximadamente 50%) y entre 2006 y 2008-09 descendió  $0,15 \text{ g.l}^{-1}$  (aproximadamente 20%) (Tabla 2). Las diferencias fueron significativas ( $H = 27,86$ ;  $p = 0,0000$ ) y el post test indicó que los tres períodos estudiados fueron diferentes (Fig. 6).

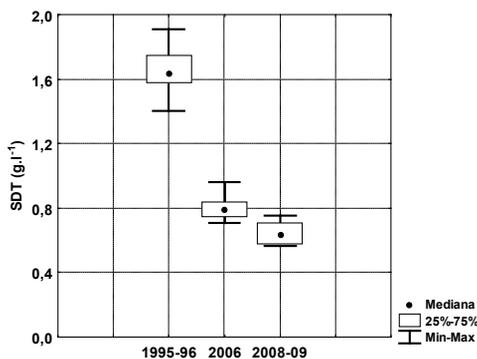


Figura 6. Comparación de la concentración de sólidos disueltos de los tres períodos considerados en el lago urbano Don Tomás.

El pH del agua también difirió ( $H = 18,49$ ;  $p = 0,0001$ ) y mostró un descenso desde una media desde 1995-96 hasta

2008-09 (Tabla 2). En este caso el post test indicó que 2006 y 2008-09 fueron similares pero difirieron de 1995-96 (Fig. 7).

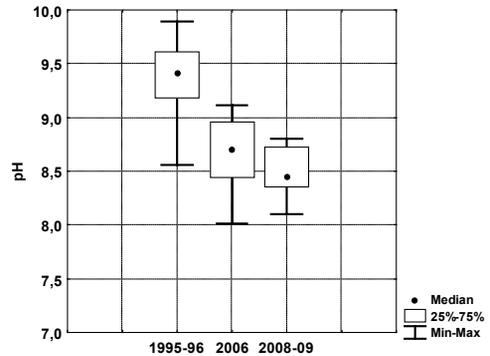


Figura 7. Comparación del pH de los tres períodos estudiados en el lago urbano Don Tomás.

La concentración de oxígeno disuelto, sólo se pudo comparar entre los períodos 2006 y 2008-09, debido a que en el estudio anterior (Echaniz y Vignatti, 2001) no se contempló su determinación. Estas resultaron diferentes ( $H = 12,69$ ;  $p = 0,0004$ ), ya que durante el último período estudiado las concentraciones fueron más elevadas (Tabla 2).

Lo mismo ocurrió con las concentraciones de clorofila *a*, fósforo total y nitrógeno. En el caso de los dos primeros parámetros, las diferencias no fueron significativas ( $Cl a$ :  $H = 2,50$ ;  $p = 0,1135$  y  $PT$ :  $H = 0,36$ ;  $p = 0,5498$ ), pero sí fueron diferentes las concentraciones de nitrógeno total ( $H = 14,31$ ;  $p = 0,0002$ ), ya que se verificó un descenso entre 2006 y 2008-09 (Tabla 2).

### Zooplankton

La riqueza zoopláctónica total no mostró diferencias entre los tres perio-

dos estudiados ( $H = 3,95$ ;  $p = 0,1391$ ), pero sí al considerar los grupos taxonómicos por separado (Fig. 8). Los valores del índice de Whittaker fueron: 0,6 (entre 1995-96 y 2006); 0,64 (entre 2006 y 2008-09) y 0,64 (entre 1995-96 y 2008-09).

El número de *taxa* de cladóceros difirió ( $H = 17,46$ ;  $p = 0,0002$ ) ya que descendió de nueve (1995-96) a sólo dos (2008-09). Algunas especies como *Bosmina huaronensis* y *Diaphanosoma birgei* se registraron en los tres períodos estudiados, siendo la primera el cladóceros dominante en las tres ocasiones. Cladóceros de talla relativamente grande como *Daphnia obtusa* y *Daphnia spinulata* se registraron únicamente en algunas ocasiones durante 1995-96. La riqueza de copépodos también difirió ( $H = 25,69$ ;  $p = 0,0000$ ), ya que en 2006 se registraron cuatro especies y sólo dos en 2008-09. *Microcyclops anceps* fue la única especie registrada en los tres períodos y *Acanthocyclops robustus*, se registró exclusivamente en 2008-09. El número de especies de rotíferos también fue diferente ( $H = 6,09$ ;  $p = 0,0474$ ), pero por el contrario, aumentó de ocho taxones registrados en 1995-96 a 15 en 2008-09 (Fig. 8 y Tabla 3).

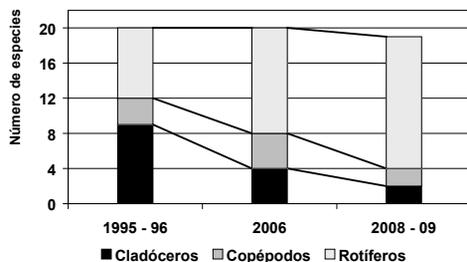


Figura 8. Cambios en la riqueza de los principales grupos taxonómicos en el lago urbano Don Tomás.

La abundancia total zooplanctónica mostró diferencias interanuales significativas ( $H = 10,51$ ;  $p = 0,0052$ ) (Fig. 9 y Tabla 4). En 1995-96 superó los 15.000 ind.l<sup>-1</sup> pero en 2006 fue apenas un 9% de ese valor. En 2008-09 se verificó un aumento y la densidad media llegó a ser superior a 6.000 ind.l<sup>-1</sup>. Esta situación fue promovida en particular por los cladóceros y rotíferos, cuya densidad fue diferente ( $H = 6,68$ ;  $p = 0,0355$  y  $H = 12,14$ ;  $p = 0,0023$  respectivamente) dado que ambos grupos presentaron sus menores densidades durante 2006 (Fig. 9 y Tabla 4). En el caso de los primeros,

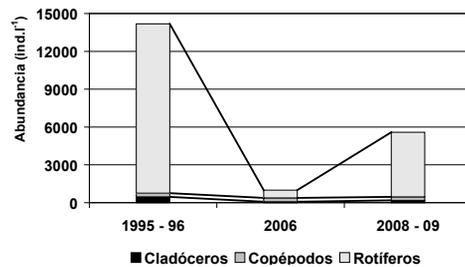


Figura 9. Cambios en la abundancia de los principales grupos taxonómicos en el lago urbano Don Tomás.

a pesar de haber superado los 460 ind.l<sup>-1</sup> en 1995-96, en 2006 sólo alcanzaron el 15% de ese valor, aunque en 2008-09 se registró un aumento considerable (Tabla 4). Durante los tres períodos estudiados, la especie que mayor abundancia alcanzó fue *Bosmina huaronensis* (Tabla 3). En el caso de los rotíferos, el descenso fue más pronunciado, ya que a pesar de su menor diversidad, en 1995-96 superaron los 13.000 ind.l<sup>-1</sup> mientras que en 2006 su abundancia alcanzó apenas el 4,5% de ese valor (Tabla 4), aunque, igual que en el caso anterior, su densidad aumentó en

**Tabla 4.** Comparación de las densidades medias, mínimas y máximas de la comunidad zooplanctónica (en individuos por litro) en los tres períodos estudiados.

| Densidad   |           | 1995 - 96      | 2006         | 2008 - 09    |
|------------|-----------|----------------|--------------|--------------|
| Total      | Media     | 15118,1        | 1401,5       | 6128,1       |
|            | Mín.-máx. | 2341,0-92320,3 | 120,0-3184,4 | 140,0-20959  |
| Cladóceros | Media     | 463,4          | 69,5         | 186,5        |
|            | Mín.-máx. | 5,2-1964,9     | 0,7-378,3    | 6,0-816,8    |
| Copépodos  | Media     | 291,4          | 309,2        | 270,3        |
|            | Mín.-máx. | 75,4-664,0     | 92,5-1066,7  | 15,0-733,3   |
| Nauplios   | Media     | 939,2          | 405,7        | 540,2        |
|            | Mín.-máx. | 23,3-2642,4    | 18,3-1505,0  | 12,0-1611,7  |
| Rotíferos  | Media     | 13424,1        | 617,1        | 5131,1       |
|            | Mín.-máx. | 478,0-91474,7  | 5,0-2106,1   | 64,0-19885,0 |

2008-09. En 1995-96 el mayor aporte a la densidad del grupo (70%) fue de *Brachionus caudatus*, que presentó una abundancia muy reducida en 2006 y no fue registrado durante 2008-09 (Tabla 3). En 2008-09, la mayor densidad (41%) fue aportada por *Keratella tropica*, especie que no había sido registrada durante 1995-96. A diferencia de lo anterior, la densidad de los copépodos no fue diferente ( $H = 0,13$ ;  $p = 0,9375$ ).

## DISCUSIÓN

De manera similar a la mayor parte de los cuerpos de agua de la provincia (Echaniz *et al.*, 2008; Echaniz, 2010), durante 2008-09 Don Tomás presentó concentraciones de nutrientes muy elevadas, por lo que puede ser considerada hipertrófi-

ca (OECD, 1982). Sin embargo, a pesar de que los aportes por escorrentía desde superficies urbanizadas aumentan la carga de nutrientes del agua (Paul y Meyer, 2001; Walsh *et al.*, 2004), las concentraciones de Don Tomás fueron inferiores a las registradas en lagos de la provincia ubicados en zonas dedicadas a actividades agropecuarias (Echaniz *et al.*, 2010).

Teniendo en cuenta el modelo de los estados alternativos de los lagos someros (Scheffer, 1998; Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer y Jeppesen, 2007), la elevada concentración de clorofila *a* y la reducida transparencia llevaron a categorizarla como turbia orgánica (Quirós *et al.*, 2002; Allende *et al.*, 2009). La reducida concentración de sólidos disueltos, permitió caracterizarla como subsalina (Hammer, 1986).

El predominio de los rotíferos durante este período, tanto en riqueza como en abundancia, (más del 80% del total), es una característica que Don Tomás comparte con otros lagos de La Pampa de reducida salinidad y presencia de fauna íctica, pero que la diferencia de ambientes hipo o mesosalinos que carecen de peces (Vignatti *et al.*, 2007; Echaniz, 2010). La baja diversidad de cladóceros, restringidos a especies de pequeño tamaño como *B. buaronensis*, puede ser una consecuencia de la depredación ejercida por los peces sobre las especies de mayor tamaño y de mayor eficiencia de filtración, lo que permite el desarrollo de elevadas biomasa fitoplanctónicas, con el consecuente descenso de la transparencia (Quirós *et al.*, 2002; Boveri y Quirós, 2007).

El dominio de los copépodos ciclopoideos, en especial *M. anceps*, en la biomasa total zooplanctónica es una característica marcadamente diferente respecto a lo registrado en los lagos pampeanos hipo o mesosalinos sin peces, en los que la mayor biomasa suele ser aportada por el calanoideo *Boeckella poopoensis* (Vignatti *et al.*, 2007; Echaniz, 2010).

Todos los cuerpos de agua son afectados por las actividades humanas que se desarrollan en sus cuencas y cualquier cambio en el uso de la tierra puede modificar sus características físicas, químicas y biológicas. La urbanización, al impermeabilizar amplias superficies de terreno, es uno de los cambios que altera la forma en que el agua escurre y puede alterar notablemente su calidad (Walsh *et al.*, 2004). En el caso de Don Tomás la influencia antrópica es muy alta, debido a que está prácticamente incluida en el

trazado de la ciudad de Santa Rosa, lo que ha llevado a que se diferencie de la mayor parte de los lagos someros de La Pampa, que se caracterizan por su temporalidad y salinidad elevada y altamente fluctuante (Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2010 a y b). En Don Tomás, la acción antrópica ha modificado tanto el paisaje circundante, que si bien el cuenco era llamado “el salitral” por antiguos vecinos y existen registros fotográficos del lecho prácticamente seco a comienzos del siglo XX (Echaniz, 2010), en el presente se ha convertido en permanente y de escasa salinidad. La transformación en un lago permanente podría deberse a los mayores aportes de agua que recibe en la actualidad, ya que la urbanización disminuye la superficie permeable a la precipitación, lo que impide la infiltración del agua en el terreno y aumenta la escorrentía superficial en forma proporcional a la extensión de la ciudad (Paul y Meyer, 2001; Walsh *et al.*, 2004).

Entre los cambios registrados entre 1995-96 y 2008-09 es destacable el de la salinidad, que descendió 2,5 veces a pesar de que la profundidad de la laguna en las tres ocasiones fue relativamente similar. Si bien la diferencia entre 2006 y 2008-09 fue pequeña, mostró la misma tendencia descendente. El descenso de la salinidad puede deberse al efecto de dilución dado por las entradas de los desagües pluviales desde la ciudad, dado que al correr rápidamente sobre las superficies impermeabilizadas por la creciente urbanización, el agua de las precipitaciones no podría incorporar iones, ya que este es un proceso que depende directamente del tipo de material y del

tiempo de contacto con el agua (Giai, 2008). La reducida concentración de sólidos disueltos es una característica que comparte con otros lagos someros de La Pampa asociados a ciudades (Vignatti y Echaniz, 2007; Echaniz, 2010) pero que contrasta con la de la mayor parte de las lagunas de la provincia que no reciben desagües urbanos y que pueden categorizarse como hipo o mesosalinas (Echaniz *et al.*, 2005 y 2006; Vignatti y Echaniz, 2007; Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2010 a y b).

La modificación de la composición taxonómica del zooplancton, con el aumento de los rotíferos y la disminución del número de especies de cladóceros, pudo deberse a la depredación, en especial por parte de los pejerreyes, y pudo haber contribuido al descenso de la transparencia verificada entre períodos (Echaniz *et al.*, 2008). La existencia en Don Tomás de zooplancton de talla reducida y la ausencia de especies de *Daphnia*, principales pastoreadores en los ecosistemas acuáticos, que con su eficiencia de filtración impiden el desarrollo de altas biomásas fitoplanctónicas (Jeppesen *et al.*, 1994; Scheffer, 1998; Scheffer y Jeppesen, 2007) contribuyen a mantener el estado turbio, con elevadas biomásas fitoplanctónicas.

El descenso de la abundancia registrado en 2006 y el posterior aumento en 2008-09 permitieron comprobar la gran variabilidad interanual de la comunidad, causada sobre todo por las grandes fluctuaciones de las densidades de los cladóceros y rotíferos, mientras que la abundancia de los copépodos permaneció relativamente estable, a pesar de los reemplazos de especies.

Teniendo en cuenta la importancia recreativa de este cuerpo de agua y los cambios mencionados, resulta de interés la continuidad de estudios que monitoreen el estado de los parámetros físico-químicos del agua y del zooplancton de Don Tomás, a efectos de determinar si los cambios detectados continúan. Además del interés científico que tiene conocer las variaciones interanuales físicas, químicas y biológicas y sus tendencias a largo plazo, estos estudios son de potencial utilidad para los técnicos encargados de la gestión de este cuerpo de agua.

## BIBLIOGRAFÍA

- Allende, L., G. Tell, H. Zagarese, A. Torremorell, G. Pérez, J. Bustingorry, R. Escaray e I. Izaguirre. 2009. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia*, 624: 45-60.
- APHA. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th edition. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington, DC.
- Arar, E. y G. Collins. 1997. In Vitro Determination of Chlorophyll *a* and Pheophytin *a* in Marine and Freshwater Algae by Fluorescence. Method 445.0 U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/>

- microbes/m445\_0.pdf. Último acceso: 15-05-2011.
- Boveri, M. y R. Quirós.** 2007. Cascading trophic effects in pampean shallow lakes: results of a mesocosm experiment using two coexisting fish species with different feeding strategies. *Hydrobiologia*, 584: 215-222.
- Culver, D., M. Boucherle, D. Bean y J. Fletcher.** 1985. Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length- weight regressions. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, (42) 8: 1380-1390.
- Dumont, H., I. van de Velde y S. Dumont.** 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19: 75-97.
- Echaniz, S.** 2010. Composición y abundancia del zooplancton en lagunas de diferente composición iónica de la provincia de La Pampa. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Físico Químicas y Naturales.
- Echaniz, S. y A. Vignatti.** 2001. Composición y variación anual de la taxocenosis de cladóceros planctónicos y química del agua de la laguna Don Tomás (La Pampa, Argentina). *Rev. Fac. Agronomía, UNLPam*, (12) 2: 23-35.
- Echaniz, S. y A. Vignatti.** 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, J. Paggi y S. José de Paggi.** 2005. Riqueza y composición del zooplancton de lagunas saladas de Argentina. *FABICIB* 9: 25-39.
- Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi, J. Paggi y A. Pilati.** 2006. Zooplankton seasonal abundance of South American Saline Shallow lakes. *International Review of Hydrobiology*, (91): 86-100.
- Echaniz, S., A. Vignatti y P. Bunino.** 2008. El zooplancton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina. Cambios después de una década. *Biota Neotropica*, (8) 4: 63-71.
- Echaniz, S., A. Vignatti y G. Cabrera.** 2009. Características limnológicas de una laguna turbia orgánica de la provincia de La Pampa y variación estacional del zooplancton. *Biología Acuática*, (26): 71-82.
- Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi y J. Paggi.** 2010a. Los nutrientes en los sedimentos de lagunas de La Pampa. Relación con la granulometría y uso de la tierra. Libro de Trabajos del 3° Congreso Pampeano del Agua, pp. 23-31.
- Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi, J. Paggi y G. Cabrera.** 2010b. El modelo de estados alternativos de lagos someros en La Pampa: comparación de Bajo de Giuliani y El Carancho. Libro de Trabajos del 3° Congreso Pampeano del Agua, pp. 45-53.
- Giai, S.** 2008. Introducción a la hidrología. EdUNLPam, Santa Rosa, 245 pp.

- Hammer, U.T.** 1986. Saline Lake Ecosystems of the World. Monographiae Biologicae 59. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 616 pp.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, E. Kanstrup, I. Pedersen, R. Henriksen, M. Hammershøj, E. Mortensen, J. Jensen y A. Have.** 1994. Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia*, 275/376: 15-30.
- José de Paggi, S. y J. Paggi.** 1995. Determinación de la abundancia y biomasa zooplanctónica. 315-323. En: Lopretto E. y G. Tell (eds) Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Ediciones Sur, La Plata.
- Kalff, J.** 2002. Limnology. Inland Water System. Prentice Hall, 592 pp.
- Kobayashi, T.** 1997. Associations between environmental variables and zooplankton body masses in a regulated Australian river. *Marine and Freshwater Research*, (48): 523-529.
- Magurran, A.** 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd., Victoria, 256 pp.
- McCauley, E.** 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. Pp 228-265. En: Downing, J.A. & F.H. Rigler (eds.). A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters. 2ª ed. Blackwell Scientific. Publ. Oxford.
- Paul, M. and J. Meyer.** 2001. Streams in the Urban Landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32: 333-365.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development).** 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control. Final report. París, 154 pp.
- Quirós, R., A. Rennella, M. Boveri, J. Rosso y A. Sosnovsky.** 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Rosen, R.** 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. Chapman y Hall, 357 pp.
- Scheffer, M. y E. Jeppesen.** 2007. Regime Shifts in Shallow Lakes. *Ecosystems*, (10): 1-3.
- Scheffer, M., H. Hosper, M. Meijer, B. Moss y E. Jeppesen.** 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. - *Trends Ecol. Evol.* 8: 275-279.
- Vignatti, A., S. Echaniz y M. Martín.** 2007. El zooplancton de tres lagos someros de diferente salinidad y estado trófico en la región semiárida pampeana (Argentina). *Gayana*, 71(1): 34-48.
- Vignatti, A., S. Echaniz, D. Ramos, A. Pilati y G. Bazán.** 2009. Producción primaria fitoplanctónica de un lago somero turbio orgánico en relación con el zooplancton (La Pampa, Argentina). *Biología Acuática*, 26: 217-227.

**Walsh, C., A. Leonard, A. Ladson y T. Fletcher.** 2004. Urban stormwater and the ecology of streams. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology and Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Canberra. 44 p.

## VALORACION DE LA CALIDAD DE RIBERA EN UN ARROYO PAMPEANO Y SU RELACIÓN CON LAS COMUNIDADES DE MACRÓFITAS Y PECES

C. Feijoó<sup>1</sup>, P. Gantes<sup>1</sup>, A. Giorgi<sup>2, 3</sup>, J. J. Rosso<sup>4</sup> y E. Zunino<sup>2, 3</sup>

1. PIEA-Departamento de Ciencias Básicas-UNLu-INEDES.

2. PEP-Departamento de Ciencias Básicas-UNLu-INEDES.

3. CONICET.

4. CETA-Fac. Cs. Veterinarias-UBA

[adonis@coopenetlujan.com.ar](mailto:adonis@coopenetlujan.com.ar)

**ABSTRACT.** An Index of Riparian Quality was applied to a Pampean stream with moderate human impact (Las Flores stream, Luján river basin) to evaluate its degree of conservation. Aquatic macrophyte cover and diversity were also registered in 12 different reaches along the stream to analyze its relationship with the riparian index. In addition, the richness and diversity of the fish community were registered in two reaches with contrasting use of riparian zones and channel morphology. The results of the survey indicate that conservation of the riparian zones is difficult in the stream due to the increase of farming activities, the development of cropland near the margins, the invasion of an alien tree *Gleditsia triacanthos* (acacio negro) and the development of urban zones. Alteration of the riparian zone also modified the structure of the macrophyte communities and could be associated with a reduction in the richness and diversity of the fish community. We consider that the needs for conservation and recuperation of the riparian zones must be transmitted to the land owners. Activities should be coordinated to maintain the water quality and habitat diversity in order to enhance the basin health.

**KEY WORDS:** Streams, Riparian zone, Macrophytes, Fishes, Diversity.

**PALABRAS CLAVE:** Arroyos, Riberas, Macrófitas, Peces, Diversidad.

### INTRODUCCIÓN

En los últimos años, particularmente en la zona pampeana, ha habido una creciente ocupación del espacio rural por la agricultura, aumentando el empleo de agroquímicos (herbicidas, pesticidas y fertilizantes) así como la erosión del suelo (Zaimes *et al.*, 2004). En las zonas rurales, una fracción importante de los contaminantes y sedimentos son transportados por escorrentía e ingresan a los arroyos de manera difusa (Vilches *et al.* 2011).

Como consecuencia del incremento de las áreas agrícolas, se ha desarrollado o se han expandido las actividades ganaderas a las márgenes de los cursos de agua anteriormente consideradas zonas marginales. Esto provoca un pastoreo sin control en áreas ribereñas tanto por ganado vacuno como ovino. Esta situación también puede ser causa de degradación de los arroyos y de la calidad de sus aguas ya que los vacunos pueden permanecer largo tiempo dentro del agua o en sus alrededores (Trimble y Mendel, 1995). Su presencia

afecta negativamente la calidad del agua, la morfología del canal, la hidrología, la estructura del suelo adyacente y la vegetación dentro y en los alrededores del arroyo. Los impactos negativos incluyen aumento de nutrientes por deposición de orina y materia fecal dentro del arroyo, el pisoteo, con incremento de bancos de erosión y reducción de la vegetación, destrucción de las márgenes y compactación del suelo por el pisoteo (Belsky *et al.*, 1999). Otro impacto que han producido es la dispersión de semillas de acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) en las márgenes de los cuerpos de agua que produce efectos negativos ya que estos árboles reducen la luz incidente sobre el cuerpo de agua y posiblemente el incremento de materia orgánica más refractaria a la descomposición como son sus hojas y ramas. Simultáneamente han aumentado las áreas urbanizadas con la consiguiente modificación del paisaje, incluidos ensanchamiento y desvío de ríos, construcción de lagunas artificiales o interrupción de cauces (Troitiño *et al.* 2007). La disposición espacial del desarrollo urbano e industrial a lo largo de los cursos de llanura ha mostrado tener un efecto significativo en la abundancia y distribución de especies de peces (Rosso y Quirós, 2009) y la diversidad de su comunidad (Rosso y Quirós, 2010). Estos organismos se suelen usar como indicadores de la calidad del agua porque son fácilmente observables y clasificables, y porque responden muy bien a cambios en la morfología del cauce (por ejemplo, por canalización, endicamiento) y a la química de las aguas, en especial a la oxigenación. Por otro lado la presencia de plantas acuáticas contri-

buye a la diversidad de los hábitats del arroyo, lo que permite el establecimiento de numerosas especies de peces, invertebrados, anfibios, aves y mamíferos, que utilizan ese ambiente para refugio, alimentación y también para reproducirse (Giorgi *et al.*, 2005).

Las modificaciones que el hombre realiza en los ecosistemas provocan disminución de la biodiversidad (Meybeck y Helmer, 1989). Por ello, la protección de las denominadas zonas *buffer* o Zonas de Amortiguación Ribereñas (ZAR) es una medida eficaz para reducir ingresos de contaminantes a los arroyos y mantener en límites aceptables la calidad del agua (Basnyat *et al.*, 2000). Las ZAR son corredores de vida silvestre (Naimann *et al.*, 2000; Nilsson y Svedmark, 2002; Magee *et al.*, 2008), permitiendo la conservación de especies autóctonas de aves, reptiles, insectos y mamíferos, interconectando áreas de reserva y conservación e incluso refugio para polinizadores, depredadores y parasitoides de plagas agrícolas (Kauffmann y Krueger, 1984).

Faggi *et al.* (1999) han estudiado los cambios en la vegetación de ribera asociados a las modificaciones antrópicas. En nuestro país se han aplicado índices, principalmente para bosques (Siromba *et al.* 2006) y (Kutschker *et al.* 2009). Sin embargo, sólo recientemente se ha tenido en cuenta la evaluación de la calidad de zonas de amortiguación ribereñas en zonas de llanura (Troitiño *et al.*, 2010).

El objetivo de este trabajo es evaluar la calidad de ribera en un arroyo pampeano por la aplicación de un índice de calidad de riberas y evaluar su grado de asociación con la presencia de macrófitos.

Se explora también la respuesta de las comunidades de peces frente a diferentes situaciones de conservación de riberas y morfología del cauce.

## METODOLOGIA

### Sitio de estudio

Se estudió el arroyo Las Flores ( $34^{\circ} 29' - 34^{\circ} 28' S$  y  $59^{\circ} 7' - 58^{\circ} 58' O$ ), considerado representativo de los arroyos de la cuenca del río Luján y de gran parte de los arroyos de la provincia de Buenos Aires que recorren llanuras (Feijóo y Lombardo, 2007) (Figura 1). Nace en una pequeña depresión y está alimentado directa o indirectamente por precipitaciones y por aporte de aguas freáticas. La vegetación natural de las riberas es principalmente herbácea (estepa de gramináceas), lo que permite el ingreso de la radiación solar al cuerpo de agua hasta su lecho. El arroyo tiene una profundidad media inferior a un metro y el sustrato está constituido por tosca (carbonato de calcio) sobre la que se depositan limos, arcillas y materia orgánica. En su curso, de 12 Km de largo se diferencian zonas de aguas rápidas de otras de aguas remansadas en las que predomina la sedimentación de material fino y de materia orgánica. En estos ambientes es donde se desarrollan grandes parches de macrófitas, a los que viven asociados los principales organismos pastoreadores del fitobentos: anfípodos del género *Hyaletta* y moluscos de los géneros *Heleobia* y *Uncancylus* (Giorgi *et al.*, 2005).

En este estudio se relevaron 12 tramos a lo largo del arroyo Las Flores, de 100 a

200 metros cada uno, que fueron representativos de las distintas condiciones y usos de la zona de ribera (ej, presencia o ausencia de árboles, de vacunos, cultivos, etc). Los tramos analizados recibieron la designación correspondiente al campo donde se hallaba y ordenados desde las nacientes a la desembocadura: San Jorge A, B y C (SJ A, SJ B, SJ C); Arquería (ARQ), El Trueque A y B (TRU A, TRU B); Santa María A y B (SM A y SM B); El Estribo A y B (EST A y EST B), y Las Flores (LF A y LF B).

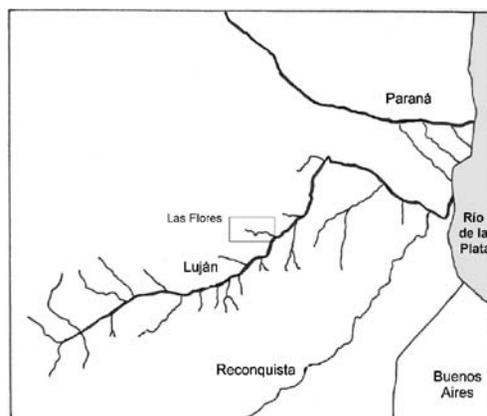


Figura 1. Localización del arroyo Las Flores en la Cuenca del río Luján.

### Índice de calidad de riberas

Se aplicó el índice de calidad de riberas, desarrollado por Troitiño *et al.*, (2010) al que se le agregaron algunas variables nuevas como la densidad y especies de árboles en las márgenes para considerar a las plantas invasoras y a las implantadas. Cada uno de los atributos considerados fue calificado en una escala de 1 a 10. El valor final del índice surge de la suma de cada uno de los puntajes obtenidos dividido por la cantidad de atributos considerados que se listan a continuación:

- 1) Uso de lotes adyacentes (U): Se comparó el uso observado con el previsto por el tipo de suelos. Así, suelos sometidos a un uso inadecuado para su aptitud serán calificados con puntajes menores de acuerdo al riesgo de erosión y degradación de márgenes.
- 2) Uso de margen (M): Esta variable se refiere al uso habitual de la ribera: pastoreo ocasional, recreación, abrevaderos, etc. El valor de esta variable será menor cuanto mayor impacto negativo genera el uso sobre las condiciones de la margen.
- 3) Cobertura vegetal (C): El máximo de cobertura corresponde a la vegetación espontánea sin pastoreo evidente en los últimos meses, con pastos formando dos o más estratos y sin claros o suelo desnudo a la vista. El mínimo de cobertura es aquel donde se presenta suelo desnudo, como en los abrevaderos y zonas de tránsito de ganado.
- 4) Ingresos (I): Son definidos como sitios delimitados por donde el agua penetra al arroyo directamente sin pasar por la zona de ribera arrastrando sedimentos. Cuanto mayor es la cantidad de estos ingresos en un tramo, más bajo es el valor de conservación de la ribera.
- 5) Forma del cauce (F): El perfil natural de los arroyos pampeanos de bajo orden muestra, en general, márgenes de paredes rectas, luego una pendiente muy suave que delimita la zona de inundación durante las crecidas mayores (zona aluvial). Un cauce contenido entre paredes rectas y plano aluvial definido tiene el máximo puntaje, mientras que márgenes suavizadas y

amplias presentan los menores puntajes.

- 6) Ancho (A): Se considera el ancho ideal de las zonas de amortiguación ribereña el que se corresponde con las Unidades Cartográficas indicadas como Complejos con Capacidad de Uso VII u VIII que son suelos que sólo podrían usarse para sostener una baja densidad de ganado. (INTA, 1993)
- 7) Límites (L): El máximo puntaje para esta variable fue para lotes completamente cercados con alambrados en condiciones de frenar el acceso de animales grandes (vacas, caballos, ovejas, cerdos). El puntaje mínimo fue para lotes sin alambrar y con presencia de ganado evidente en el último año.

El puntaje que se otorga a cada atributo se realizó según el ANEXO 1 (Troitiño, 2008). La calificación promedio por atributo para ambas márgenes (izquierda y derecha) se introdujo en la fórmula para obtener el índice de calidad de ribera, en una escala de 1 a 10.

$$I.C.R. = \Sigma(U + M + C + I + F + A + L) / N$$

donde *I.C.R.* es el índice de conservación de ribera, *U*: uso de lotes adyacentes; *M*: uso de márgenes de ribera; *C*: estado de cobertura de márgenes; *I*: ingresos; *F*: forma del cauce; *A*: ancho del área ribereña; *L*: límites de márgenes; *N*: número de atributos.

Se agregaron además mediciones de ancho y profundidad realizadas cada 10 metros. La relación de anchos y profundidades brinda información sobre la heterogeneidad morfológica del cauce.

También se calculó el promedio de árboles por tramo y las especies presentes. Se consideró que los árboles que afectan negativamente la ribera, son principalmente los que se encuentran a menos de 3 metros de la margen, pues dan sombra sobre el cauce además de aportar hojas y ramas que pueden modificar el flujo natural del agua.

Se eligieron dos biocenosis para relacionar el estado de las riberas con la calidad del agua: las macrófitas y los peces.

### Las plantas acuáticas

En los mismos tramos en que se relevaron las características de la ribera, se estimó la cobertura por especie de las macrófitas. Se establecieron 4 clases de cobertura: Rara (R) < 5 %; Baja (B) entre 5-30 %; Media (M) entre 30 -70% y Alta (A) > a 70 %. Se hizo la distinción entre cobertura total de macrófitas y cobertura total de sumergidas, puesto que se considera que las plantas acuáticas sumergidas son las más importantes en generar hábitats para invertebrados acuáticos y peces y además, aunque todas pueden ser afectadas por la modificación de las riberas, las sumergidas son más sensibles a la turbidez. Las especies se identificaron de acuerdo a Cabrera (1963-70), Haynes y Holm-Nielsen (2003) y Lahitte y Hurrell (1996).

### Los peces

Estudiamos la comunidad de peces en dos tramos con nivel de impacto antrópico contrastante como una primera aproximación a la comprensión de los

efectos sobre las comunidades de peces en arroyos de la región pampeana que puedan derivar de la intervención humana en estos ambientes. Para ello, los peces sólo se muestrearon en dos tramos del arroyo: uno natural, que no presentaba grandes impactos por la actividad humana para utilizarlo como sitio de referencia (Santa María B) y otro ubicado en una zona con cultivos aguas abajo de un endicamiento artificial del cauce (El Estribo B). Ambos tramos se localizan al promediar el recorrido del arroyo. El Santa María B se encuentra aguas arriba del tramo El Estribo B. Para capturar los peces se usaron trampas, arrastres y trasmallos. El esfuerzo de pesca para cada sitio de muestreo fue el mismo. La unidad de esfuerzo de pesca por sitio consistió en dos arrastres de entre 15 y 20 metros de recorrido, 8 horas de calado de trasmallos y 2-3 horas de trampa embudo con cebo. La red de arrastre fue del tipo cornalito de 20 metros de longitud, con malla de 10 mm entre nudos en las alas y bolsa de 1,8 metros con malla de 5 mm entre nudos. Los trasmallos están construidos con paños externos de 120 mm entre nudos y paño interno de 15 mm entre nudos. Todos los ejemplares colectados fueron identificados a los menores niveles taxonómicos posibles y contados. Con esta información se calculó la riqueza de especies y la diversidad de la comunidad de peces en cada sitio.

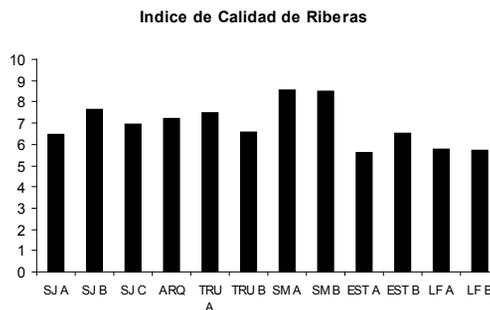
### Análisis de datos

En cada tramo se calculó el índice de Shannon-Wiener para la comunidad de macrófitas. Se realizaron correlaciones

lineales (*r* Pearson) entre el índice de calidad de riberas, cada uno de sus componentes, el índice de Shannon-Wiener, la cobertura de sumergidas y la cobertura total de macrófitas. El índice de Shannon-Wiener se calculó también para las comunidades de peces.

**RESULTADOS**

Los 12 tramos de arroyo recorridos en los que se realizó una valoración de la calidad de ambas riberas se grafican en la Figura 2. Puede observarse que la calidad en todos los tramos es entre buena y muy buena, variando el índice entre 6 y 9. Esto indica que muchas de las modificaciones realizadas en las riberas no alcanzan un alto grado de impacto. Aún así, estas variaciones de calidad relativamente pequeñas parecen tener influencia sobre la comunidad de macrófitas.



*Figura 2. Resultado del Índice de Calidad de Ribera para los distintos tramos muestreados. San Jorge A, B y C (SJA, SJB, SJC); Arquería (ARQ), El Trueque A y B (TRU A, TRU B); Santa María A y B (SMA y SMB); El Estribo A y B (EST A y EST B), y Las Flores (LFA y LFB).*

Se encontraron 22 especies de macrófitas, la mayoría de las cuales son nativas, sin embargo debe destacarse la presencia de *Iris pseudacorus* (iris amarillo), una planta exótica que invade rápidamente ambientes naturales (Tabla 1).

*Tabla 1. Especies de macrófitas halladas durante el muestreo en el arroyo Las Flores.*

| ESPECIE                             | ORIGEN      | GRUPO BIOLÓGICO |
|-------------------------------------|-------------|-----------------|
| <i>Stuckenia striata</i>            | nativa      | sumergida       |
| <i>Ceratophyllum demersum</i>       | nativa      | sumergida       |
| <i>Egeria densa</i>                 | nativa      | sumergida       |
| <i>Elodea callitricboides</i>       | nativa      | sumergida       |
| <i>Lemna gibba</i>                  | cosmopolita | sumergida       |
| <i>Althernanthera philoxeroides</i> | nativa      | flotante libre  |
| <i>Bacoppa monieri</i>              | nativa      | emergente       |
| <i>Commelina diffusa</i>            | nativa      | emergente       |
| <i>Cynodon dactylon</i>             | introducida | emergente       |
| <i>Cyperus eragrostis</i>           | nativa      | emergente       |

|                                    |            |           |
|------------------------------------|------------|-----------|
| <i>Eleocharis bonariensis</i>      | nativa     | emergente |
| <i>Hydrocotyle modesta</i>         | nativa     | emergente |
| <i>Hydrocotyle ranunculoides</i>   | nativa     | emergente |
| <i>Hygrophyla costata</i>          | nativa     | emergente |
| <i>Leersia hexandra</i>            | nativa     | emergente |
| <i>Lilaeopsis attenuata</i>        | endémica   | emergente |
| <i>Ludwigia peploides</i>          | nativa     | emergente |
| <i>Polygonum punctatum</i>         | nativa     | emergente |
| <i>Nasturtium officinale</i>       | adventicia | emergente |
| <i>Sagittaria montevidensis</i>    | nativa     | emergente |
| <i>Schoenoplectus californicus</i> | nativa     | emergente |
| <i>Iris pseudacorus</i>            | adventicia | emergente |

La cobertura de las macrófitas sumergidas se correlacionan linealmente con el índice de calidad de ribera, el uso de márgenes de los lotes adyacentes y el ancho del área ribereña (Tabla 2 y Figuras 3, 4, y 5). Se observa en la Figura 3 que hasta valores del índice de 6, la cobertura permanece baja y es máxima cuando el índice supera el valor de 8. La relación con el uso de las márgenes y el ancho de la

zona ribereña, es más clara en los valores extremos (Figuras 4 y 5), La cobertura total de macrófitas se relaciona en forma lineal y positiva con la cobertura vegetal de lotes adyacentes y negativamente con la abundancia de árboles en la ribera, haciéndose clara la relación negativa cuando el porcentaje de árboles toma los valores más altos y cuando el uso del lote tiene un valor bajo (Figuras 6 y 7).

**Tabla 2.** Coeficiente de correlación (*r* de Pearson) entre el Índice de Calidad de Ribera (ICR); sus componentes (1: uso de lotes adyacentes; 2: uso de márgenes; 3: cobertura lotes adyacentes y márgenes; 4: ingresos; 5: forma del cauce; 6: ancho del área ribereña; 7: límites de márgenes; 8: ancho húmedo; 9: profundidad estimada; 10: árboles); índice de Shannon-Wiener; riqueza observada; cobertura total de macrófitas y cobertura de especies sumergidas. Se señalan con asterisco (\*) las correlaciones significativas.

|                      | ICR   | 1    | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10     |
|----------------------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| Shannon              | -0,09 | 0,49 | -0,08 | 0,19  | 0,05  | -0,22 | -0,20 | -0,09 | -0,37 | 0,48  | -0,15  |
| Cobertura total      | 0,23  | 0,01 | 0,43  | 0,70* | -0,06 | -0,26 | 0,30  | -0,15 | -0,26 | -0,21 | -0,65* |
| Cobertura sumergidas | 0,71* | 0,25 | 0,76* | 0,38  | 0,25  | 0,17  | 0,70* | 0,09  | 0,06  | -0,44 | -0,34  |
| Riqueza              | 0,19  | 0,11 | 0,24  | 0,47  | -0,12 | -0,31 | 0,23  | -0,19 | 0,02  | 0,17  | -0,43  |

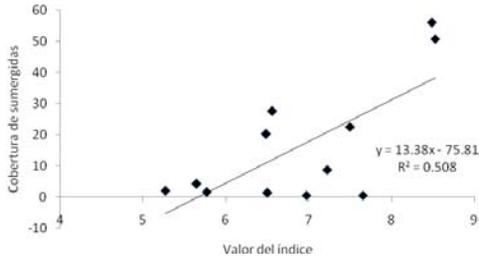


Figura 3. Relación entre cobertura de plantas sumergidas (%) y valores del ICR

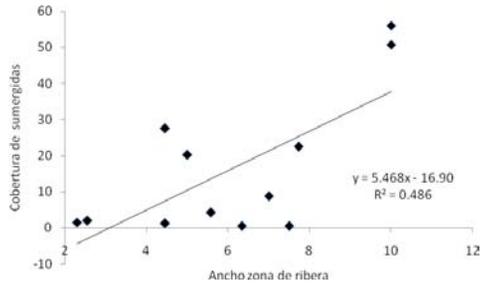


Figura 5. Relación entre cobertura de plantas sumergidas (%) y valores de la componente Ancho de la zona de ribera del ICR.

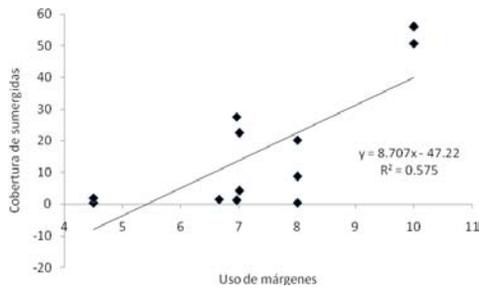


Figura 4. Relación entre cobertura de plantas sumergidas (%) y valores de la componente Uso de márgenes del ICR.

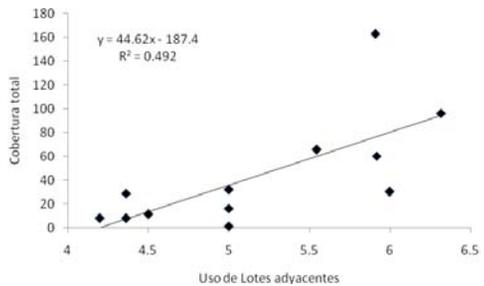


Figura 6. Relación entre cobertura de total de plantas acuáticas (%) y valores de la componente Estado de cobertura de lotes adyacentes del ICR.

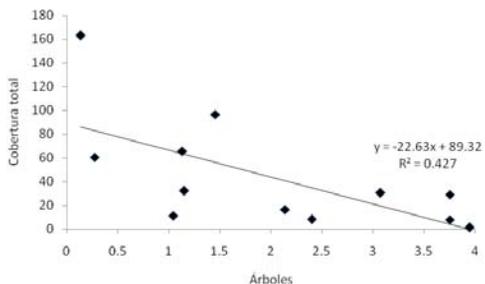


Figura 7. Relación entre cobertura de total de plantas acuáticas (%) y densidad de árboles.

Se colectaron en total 12 especies de peces agrupadas en 6 familias y 3 órdenes. Cuatro especies, *Characidium rachovii*, *Cyphocharax spilatus*, *Gymnogeophagus meridionales* y una especie no identificada de *Rineloricaria*, representan el primer registro para el arroyo Las Flores debido a que no habían sido previamente reportadas por el único estudio previo existente. (Di Marzio *et al.* 2003). El número de especies en el tramo de referencia fue casi el doble (Tabla 3) respecto al tramo impactado (9 especies vs 5 especies). Además, la diversidad de la comunidad de peces fue notoriamente superior en el tramo de referencia. Es destacable que algunas especies presentes aguas abajo del

endicamiento como *Cyphocharax spilatus*, *Gymnogeophagus meridionales* y la vieja de agua del género *Rineloricaria*, no fueron colectadas en el sitio de referencia

**Tabla 3.** Lista de especies de peces registradas en los relevamientos. SM B: Sitio de muestreo en la estancia Santa María (ambiente de referencia). EST B: Sitio de muestreo en la estancia El Estribo (ambiente con perturbaciones antrópicas). Para ambos sitios se indica el número de individuos capturados por unidad de esfuerzo para cada especie. Se presentan los únicos antecedentes existentes para la ictiofauna de este arroyo (Di Marzio, 2003).

| Orden              | Familia        | Taxa                               | Di Marzio 2003             | SM B | EST B |
|--------------------|----------------|------------------------------------|----------------------------|------|-------|
| Cyprinodontiformes | Anablepidae    | <i>Jenynsia multidentata</i>       | X                          |      |       |
|                    | Poeciliidae    | <i>Cnesterodon decemmaculatus</i>  | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Phalloceros caudimaculatus</i>  | X                          |      |       |
| Characiformes      | Crenuchidae    | <i>Characidium fasciatum</i>       | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Characidium rachovii</i>        |                            | 1    |       |
|                    | Curimatidae    | <i>Cyphocharax voga</i>            | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Cyphocharax spilotos</i>        |                            |      | 3     |
|                    | Characidae     | <i>Astyanax eigenmanniorum</i>     | X                          | 2    | 1     |
|                    |                | <i>Astyanax fasciatus</i>          | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Bryconamericus iheringii</i>    | X                          | 6    |       |
|                    |                | <i>Charax stenopterus</i>          | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Cheirodon interruptus</i>       | X                          | 8    |       |
|                    |                | <i>Diapoma terofali</i>            | X                          | 12   |       |
|                    |                | <i>Hyphessobrycon anisitsi</i>     | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Hyphessobrycon meridionalis</i> | X                          | 10   |       |
|                    |                | <i>Oligosarcus jenynsii</i>        | X                          | 1    | 2     |
|                    |                | <i>Pseudocorynopoma doriae</i>     | X                          |      |       |
|                    | Perciformes    | Erythrinidae                       | <i>Hoplias malabaricus</i> | X    |       |
| Cichlidae          |                | <i>Australoheros facetus</i>       | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Crenicichla sp</i>              | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Gymnogeophagus australis</i>    | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Gymnogeophagus meridionalis</i> |                            |      | 1     |
| Siluriformes       | Callichthyidae | <i>Corydoras paleatus</i>          | X                          |      |       |
|                    | Heptapteridae  | <i>Heptapterus mustelinus</i>      | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Pimelodella laticeps</i>        | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Rhamdia quelen</i>              | X                          | 1    |       |
|                    | Loricariidae   | <i>Ancistrus cirrhosus</i>         | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Hypostomus commersoni</i>       | X                          | 3    |       |
|                    |                | <i>Loricariichthys anus</i>        | X                          |      |       |
|                    |                | <i>Rineloricaria sp</i>            |                            |      | 1     |
| Synbranchiformes   | Synbranchidae  | <i>Synbranchus marmoratus</i>      | X                          |      |       |
|                    |                | Diversidad                         |                            | 1,85 | 0,58  |
|                    |                | Riqueza                            | 27                         | 9    | 5     |

## DISCUSIÓN

El arroyo Las Flores sufre distintas alteraciones detectadas durante los muestreos:

### 1) Avance de los árboles sobre las riberas:

En varios tramos se observó una im-

portante invasión de especies exóticas de árboles, especialmente acacia negra y álamo. También hay árboles tanto autóctonos como exóticos que han sido plantados por los propietarios. El sombreado por los árboles reduce o hace

desaparecer a la vegetación acuática, y cuando se trata de árboles caducifolios, en el otoño ocurre una importante entrada de materia orgánica al arroyo cuya descomposición puede producir déficits de oxígeno en el agua.

- 2) **Ingreso de ganado:** Se observó la presencia de distinto tipo de ganado en el arroyo (búfalos, vacas y caballos), que produce contaminación por nitrógeno a causa de las heces y orina y por sedimentos debido al pisoteo, la alteración de la estructura física del cauce (también debida al pisoteo), y la pérdida de la vegetación ribereña y acuática. Cabe aclarar que el ganado equino produce un impacto menor debido a que no suele entrar en el curso.
- 3) **Presencia de diques y embalsados en el curso:** Se observaron diques creados o formados por la caída de árboles, y embalsados que se han construido para que pueda abreviar el ganado. Los diques y embalsados alteran el flujo de agua y actúan como barrera para los peces, limitando y a veces impidiendo su desplazamiento sobre el eje longitudinal del sistema.
- 4) **Invasión de una planta exótica (lirio amarillo):** Esta especie altera el flujo del agua al avanzar sobre el cauce y es una posible competidora de las plantas acuáticas autóctonas.
- 5) **Presencia de basura en el cauce:** La basura altera el flujo y produce contaminación del agua.
- 6) **Contaminación por agroquímicos:** Se hallaron indicios de la aplicación de agroquímicos como envases de los productos aplicados así como zonas de pastizal seco en época de crecimiento.

Pueden producir la declinación de las poblaciones de peces y anfibios, y afectar el crecimiento de plantas acuáticas y de la comunidad microbiana.

- 7) **Contaminación por materia orgánica:** La principal fuente de contaminación por materia orgánica disuelta parece ser una industria láctea. Las entradas de materia orgánica producen un aumento de la turbidez y una disminución de los niveles de oxígeno disuelto en agua.
- 8) **Creación de una laguna en el cauce:** Cerca de la desembocadura del arroyo se ha creado una laguna en el medio del cauce y se ha anexado un canal regulador. Esta laguna ha producido la destrucción total del cauce y de los hábitats que albergaba para las especies acuáticas, además de disminuir el caudal del arroyo. El tramo con esta laguna artificial no fue calificado ya que la modificación del cauce y su ribera es total.

La mayoría de los valores del ICR revelan reducción de la calidad de la ribera aunque en un grado de avance mucho menor a las registradas en otros arroyos de la zona donde la mayoría de los puntajes estuvo por debajo de 5 puntos (Troitiño *et al.*, 2010).

Varios de los problemas registrados pueden resolverse con el mantenimiento de una zona ribereña que remede la situación natural; es decir, manteniendo la vegetación herbácea natural y sin árboles (Szpeiner *et al.*, 2007). Las ZAR actúan reduciendo el ingreso por escorrentía de sedimentos, nitrógeno, fósforo y pesticidas. (Bastian *et al.*, 2002).

Se encontró que los valores más altos del índice de calidad de ribera coincidían con la abundancia de plantas sumergidas (aquellas que favorecen el desarrollo de invertebrados y peces). La cobertura de macrófitas en general se ve favorecida por áreas de riberas más anchas, cobertura de pastizal con varios estratos en la ribera y menor uso de la tierra, en tanto que se ve perjudicada por la presencia de árboles. La cobertura de sumergidas y en menor medida la cobertura del conjunto de plantas acuáticas mostraron una correlación significativa con los valores del ICR y algunos de sus atributos; la diversidad de plantas acuáticas por el contrario, no parece un indicador adecuado del estado de la ribera.

Los componentes del índice que se correlacionan positivamente con la cobertura de macrófitas son la cobertura de los lotes adyacentes y márgenes, el uso de márgenes y el ancho del área ribereña, mientras que la presencia de árboles se relaciona negativamente con la cobertura. Resultados similares ya fueron reportados por Flecher *et al.*, (2000) en arroyos con distinto grado de canopy en la vegetación ribereña. En general las relaciones entre los atributos del índice y las coberturas son más claras para valores extremos, y muestran alta dispersión en los valores medios por lo que probablemente, se podría perfeccionar el índice incorporando una mayor diferenciación entre los valores de calificación utilizados. Sin embargo, el mismo refleja un gran rango de variaciones encontradas en otros arroyos pampeanos y su escaso rango de variación en el arroyo estudiado se debe a que es uno de los que tienen ma-

yor calidad de ribera en comparación con otros de la zona (Troitiño *et al.*, 2010).

Existe una relación entre la calidad de ribera y el incremento de la cobertura y riqueza de macrófitas sumergidas. La presencia de estas macrófitas ayuda a proteger, mejorar o recuperar un tramo porque también ayuda a mejorar la diversidad de hábitat y probablemente contribuya a mejorar la calidad del agua de toda la cuenca. Es probable que los resultados observados sobre la riqueza y diversidad de las comunidades de peces estén siendo regulados, al menos en parte por la conservación del curso original del arroyo y el uso de la tierra y sus efectos sobre las macrófitas. Precisamente entre las principales variables que participan en la zonación longitudinal de los peces en los ecosistemas lóticos se encuentran la distribución de los parches de vegetación (Araujo-Lima *et al.*, 1986; Gowns *et al.*, 2003; Pelicice *et al.*, 2008) y la conectividad hidrológica del sistema (Amoros & Bornette, 2002; Petry *et al.*, 2003).

Los resultados obtenidos indican que el arroyo Las Flores es un sistema altamente fragmentado, con distintos usos e impactos ocasionados por la actividad humana, que se superponen a lo largo de su recorrido. Estas condiciones representan un desafío para la conservación de las características ecológicas del arroyo, debido a que los impactos múltiples representan los conflictos que existen entre los distintos "usos" que hace del arroyo cada vecino (recreacional, como abrevadero para el ganado, vuelco de efluentes, etc.). Los impactos múltiples también son más difíciles de remediar debido a que requieren diferentes medidas de manejo que

deben complementarse entre sí.

Este trabajo es una aplicación del ICR a un arroyo del que se conocen pormenorizadamente las características limnológicas y los usos del suelo en su cuenca. Para evaluar el funcionamiento del índice, el relevamiento realizado tiene el inconveniente de la falta de independencia de las comunidades del arroyo, pues necesariamente están afectadas por los tramos situados aguas arriba, pese a esto se observaron relaciones significativas entre las macrófitas y el valor del índice en ese tramo. La aplicación a otros cuerpos de agua de la región permitirá mejorar su evaluación y ajustarlo.

#### AGRADECIMIENTOS

A los dueños y encargados de los establecimientos rurales que permitieron el ingreso a los campos para la realización de los muestreos. A los revisores que mejoraron sustancialmente la versión presentada. Este proyecto fue financiado parcialmente por la Fundación BBVA (España).

#### BIBLIOGRAFIA

- Amoros, C. y G. Bornette.** 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, 47: 761-776.
- Araujo-Lima, C. A., L. Portugal y E. Ferreira.** 1986. Fish-macrophyte relationship in Anavilhanas Archipelago, a black water system in the central Amazon. *Journal of Fish Biology*, 29: 1-11.
- Basnyat, P., L. D. Teeter, B. G. Lockaby y K. M. Flynn.** 2000. The use of remote sensing and GIS in watershed level analyses of non-point source pollution problems. School of Forestry, Auburn University, M.W. Smith Hall, Auburn University, USA.
- Bastian, C. R., D. M. McLeod, M. J. Germino, W. A. Reiners y B. J. Blasko.** 2002. Environmental amenities and agricultural land values: a hedonic model using geographic information systems data, *Ecological Economics*, 40: 337-349.
- Belsky, A. J., A. Matzke y S. Uselman.** 1999. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54: 419-431.
- Cabrera, A. L.** (ed.) 1963-1970. Flora de la provincia de Buenos Aires. Col. Científica INTA 4. Partes 1 a 6., Buenos Aires
- Di Marzio, W. D., M. C. Tortorelli y L. R. Freyre.** 2003. Diversidad de peces en un arroyo de llanura. *Limnetica*, 22: 71-76.
- Faggi, A. M., M. Arriaga y S. Aliscioni.** 1999. Composición florística de las riberas del río Reconquista y sus alteraciones antrópicas. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 1 (1): 1-6.
- Feijoó, C. y R. R. Lombardo.** 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research*, 41, 1399-1410.
- Fletcher, D. E., S. D. Wilkins, J.V. McArthur y G. K. Meffe.** 2000. In-

- fluence of riparian alteration on canopy coverage and macrophyte abundance in Southeastern USA blackwater streams. *Ecological Engineering* 15: S67-S78.
- Giorgi, A., C. Feijoó y H. G. Tell.** 2005. Primary producers in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14(7):1699-1718.
- INTA.** 1993. Carta de suelos de la República Argentina. INTA, Buenos Aires.
- Growns, I., P. C. Gehrke, K. L. Astles y D. A. Pollard.** 2003. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury-Nepean River system. *Fisheries Management and Ecology*, 10: 209-220.
- Haynes, R. R. y L. B. Holm-Nielsen.** 2003. Potamogetonaceae. *Flora Neotropica Monograph* 85. Organization for Flora Neotropica by The New York Botanical Garden.
- Kauffman, J. B. y W. C. Krueger.** 1984. Livestock Impacts on Riparian Ecosystems and Streamside Management Implications. A Review. *Journal of Range Management*, 37 (5): 430-438.
- Kutschker, A., C. Brand y M. L. Miserendino.** 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología Austral*, 19 (1): 19-34.
- Lahitte, H. B. y J. A. Hurrel.** 1996. Plantas hidrófilas de la Isla Martín García (Buenos Aires, República Argentina) CIC, 236 pp.
- Magge T. K., P. L. Ringold y M. A. Bollman.** 2008. Alien species importance in native vegetation along wadeable streams. John Day River basin, Oregon, USA, *Plant Ecology*, 195:287.307.
- Meybeck, M. y R. Helmer.** 1989. The quality of rivers: From pristine stage to global pollution. *Global and Planetary Change*, 1 (4): 283-309.
- Naiman, R. J., R. E. Bilby y P. A. Bisson.** 2000. Riparian ecology and management in the Pacific Coastal Rain forest. *BioScience* 50: 996-1011.
- Nilsson, C. y M. Svedmark.** 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management*, 30: 468-480.
- Pelicice, F. M., S. M. Thomaz y A. A. Agostinho.** 2008. Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. *Neotropical Ichthyology*, 6 (4): 543-550.
- Petry, A. C., A. A. Agostinho y L. C. Gomes.** 2003. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology*, 1 (2): 111-119.
- Rosso, J. J. y R. Quirós.** 2009. Interactive effects of abiotic, hydrological and anthropogenic factors on fish abundance and distribution in natural run-of-the-river shallow lakes. *River Research and Applications*, 25 (6): 713-733.
- Rosso, J. J. y R. Quirós.** 2010. Patterns in fish species composition and assemblage structure in the upper Salado River

- lakes, Pampa Plain, Argentina. *Neotropical Ichthyology*, 8 (1):135-144.
- Sirombra, M. G., O. M. Grimolizzi y A. M. Frenzel.** 2006. Riberas de cursos de agua y calidad ecológica: una herramienta informática. XXII Reunión Argentina de Ecología, Córdoba. Libro de Resúmenes. pp. 214.
- Szpeiner, A., M. Alejandra Martínez Ghersa, C. Ghersa.** 2007. Agricultura pampeana, corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia Hoy*, 17 (101): 38-46.
- Trimble, S. W. y A. C. Mendel.** 1995. The cow as a geomorphic agent: A critical review. *Geomorphology*, 13: 233-253.
- Troitiño, E.** 2008. Evaluación del estado de conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. Trabajo Final de Aplicación. Ingeniería Agronómica, UNLu, 70 pp.
- Troitiño, E., A. Giorgi y C. Costa.** 2007. ¿Es importante proteger los afluentes del río Reconquista?. *En: Tancredi, E. y N. Da Costa Pereira (Coord.) Dimensiones Humanas del Cambio Ambiental en Argentina.* ANCYPT-UNLu: 267-274.
- Troitiño, E., M. C. Costa, L. Ferrari y A. Giorgi.** 2010. La conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. *Actas del Congreso de Hidrología de Llanuras:* 1256-1263.
- Vilches, C., A. Giorgi, M. Mastrángelo y L. Ferrari.** 2011. Non-point Contamination Homogenizes the Water Quality of Pampean streams. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87:147-151.
- Zaimes, G. N., R. C. Schultz y R. M. Isenhardt.** 2004. Stream bank erosion adjacent to riparian forest buffers, row-crop fields, and continuously-grazed pastures along Bear Creek in central Iowa, *Journal of Soil and Water Conservation*, 59 (1): 19-27.

*Anexo 1. Calificación del Índice de Calidad de Riberas (ICR) de acuerdo a Troitiño (2008).*

- 1 **Uso de lotes adyacentes**
- 10 Conservado. Área protegida
- 9 Ganadería extensiva con baja carga animal
- 8 Ganadería extensiva con alta carga animal
- 7 Ganadería intensiva/engorde, pasturas plurianuales
- 6 Ganadero agrícola
- 5 Agrícola ganadero
- 4 Agricultura conservacionista/cobertura permanente
- 3 Agricultura tradicional
- 2 Agricultura intensiva (horticultura, fruticultura)
- 1 *Feed lot*, pastoreo en pasturas muy degradadas
- 2 **Uso de márgenes**
- 10 Conservación de biodiversidad/Área protegida
- 9 Conservación con uso recreativo ocasional
- 8 Uso y manejo controlados
- 7 Uso ocasional (recreativo)
- 6 Pastoreo controlado ocasional
- 5 Pastoreo ocasional no controlado
- 4 Pastoreo frecuente y aguada
- 3 Aguada controlada
- 2 Aguada degradada
- 1 Aguada permanente
- 3 **Estado de cobertura lotes adyacentes y márgenes**
- 10 Zona de reserva, área protegida (vegetación nativa). Cobertura 100%
- 9 Vegetación nativa + adventicia, altura > 2m. 2 estratos
- 8 1,5m < Altura vegetación < 2m, colchón vegetal
- 7 1m < Altura vegetación < 1,5m, colchón vegetal
- 6 0,5m < Altura vegetación < 1m, algún sendero. Cobertura 100%
- 5 0,3m < Altura vegetación < 0,5m, senderos varios 1 estrato
- 4 0,15m < Altura vegetación < 0,3m, escaso pisoteo. Media densidad
- 3 0,15m < Altura vegetación < 0,3m, cobertura > 75% Cobertura < 100%
- 2 0,05m < Altura vegetación < 0,15%, 75% < cob < 50% 1 estrato
- 1 Altura < 0,05m, cobertura < 50% Baja densidad
- 4 **Ingresos**
- 10 100% del lecho del arroyo libre de sedimentos
- 9 90% del lecho del arroyo libre de sedimentos
- 8 80% del lecho libre de sedimentos
- 7 70% del lecho del arroyo libre de sedimentos
- 6 60% del lecho del arroyo libre de sedimentos
- 5 50% del lecho del arroyo libre de sedimentos
- 4 40% del lecho del arroyo libre de sedimentos
- 3 30% del lecho del arroyo libre de sedimentos
- 2 20% del lecho del arroyo libre de sedimentos
- 1 10% o menos del lecho del arroyo libre de sedimentos
- 5 **Forma del cauce**
- 10 Márgenes verticales sin terrazas

- 9 Márgenes verticales, pendiente muy suave
- 8 Márgenes verticales, pendiente suave
- 7 Márgenes verticales, pendiente apreciable
- 6 Márgenes verticales, terrazas aluviales conservadas
- 5 Márgenes segmentados en pocos sitios
- 4 Márgenes segmentados en muchos sitios
- 3 Márgenes profundamente segmentados
- 2 Márgenes aplanados, cauce poco profundo
- 1 Aplanado, cenagoso, pisoteado, sin límites definidos
- 6 Ancho del área ribereña**
- 10 100% o más de ancho suelo ribereño
- 9 90% de ancho suelo ribereño
- 8 80% de ancho suelo ribereño
- 7 70% de ancho suelo ribereño
- 6 60% de ancho suelo ribereño
- 5 50% de ancho suelo ribereño
- 4 40% de ancho suelo ribereño
- 3 30% de ancho suelo ribereño

- 2 20% de ancho suelo ribereño
- 1 10% o menos de ancho suelo ribereño
- 7 Límites de márgenes**
- 10 Área protegida, alambrada, señalizada y controlada
- 9 Alambrado continuo sin accesos/Agricultura con setos vivos
- 8 Alambrado continuo con accesos controlados
- 7 Alambrado continuo con accesos limitados
- 6 Límites netos, acceso difícil o poco probable, sin tránsito ribereño
- 5 Límites netos, acceso ocasional a las márgenes y al arroyo
- 4 Límites netos con accesos amplios, discontinuidad de márgenes
- 3 Límites algo difusos, con acceso y tránsito frecuente
- 2 Límites difusos, con accesos y tránsito permanente
- 1 Límites muy difusos, tránsito permanente, pasos y abrevaderos notables

## CARACTERIZACIÓN DEL FITOPLANCTON Y ESTADO TRÓFICO DE LA LAGUNA SAUCE GRANDE (PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA) EN EL OTOÑO DE 2010

N. C. Ferrer<sup>1</sup>, N. L. Cony<sup>1</sup>, C. F. Fornerón<sup>2</sup> y M. C. Piccolo<sup>2,3</sup>

1. Universidad Nacional del Sur. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia. San Juan 670. 8000. Bahía Blanca. Argentina.
2. Instituto Argentino de Oceanografía (IADO- CONICET). Camino La Carrindanga, km 7. 8000. Bahía Blanca. Argentina.
3. Universidad Nacional del Sur. Departamento de Geografía y Turismo. 12 de Octubre y San Juan. 8000. Bahía Blanca. Argentina.  
*nferrer@uns.edu.ar*

**ABSTRACT.** The composition and abundance of the phytoplankton in the Sauce Grande Shallow Lake were studied during the autumn of 2010. Three sampling sites were established: In the output Sauce Grande River (E1), at the entrance of the Sauce Grande River in the water body (E2) and in the deepest sector of the water body (E3). Sixty taxa were identified, belonged to Chlorophyta (50%), Heterokontophyta (27%), Cyanobacteria (20%) and Dinophyta/Euglenophyta (3%). Phytoplankton abundance ranged between 84500 and 340600 ind/ml. No differences were observed in total phytoplankton abundances among sampling stations, but significant differences among sampling dates were found. *Planctonema lauterbornii* Schmidle (Chlorophyta) was the dominant species with abundances up to 70600 ind/ml. Several salinity indicators (as *Chaetoceros muelleri*, *Cyclotella* aff. *meneghiniana* and *Protoperidinium achromaticum*) and eutrophication indicators (as *Microcystis aeruginosa* and *Pediastrum boryanum*) were registered. Besides, representatives of Cyanobacteria putative toxic-bloom producers (as species of *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanocapsa* and *Microcystis*) were identified. This shallow lake is classified as eutrophic according to Carlson TSI based on chlorophyll *a*. The high phytoplankton abundance and the low Secchi disk readings allow defining the Sauce Grande Shallow Lake as "turbid" and phytoplankton dominated.

**KEY WORDS:** phytoplankton abundance, Sauce Grande Shallow Lake, *Planctonema lauterbornii*, indicator species, eutrophication.

**PALABRAS CLAVE:** abundancia fitoplanctónica, laguna Sauce Grande, *Planctonema lauterbornii*, especies indicadoras, eutrofización.

### INTRODUCCIÓN

Una de las características de la región pampeana es la alternancia de períodos de sequía con períodos de exceso de agua o inundación (Vervoorst, 1967) lo que combinado con su geomorfología permite que en las zonas más deprimidas de

la planicie se desarrolle un importante sistema de humedales y lagunas (Iriondo, 1984). Las lagunas pampeanas han sido caracterizadas como lagos muy poco profundos, con tiempo de permanencia del agua variable, naturalmente eutróficas y actualmente bajo estrés ambiental manifiesto que incrementa aún más

sus contenidos de nutrientes (Quirós *et al.*, 2002). En estos sistemas lagunares la sucesión de ciclos secos y húmedos alteran sus caracteres bióticos y abióticos, especialmente la composición salina de las aguas, que se concentra o diluye respectivamente según la duración e intensidad de los mismos. Estos cambios originan una respuesta de los organismos que habitan esos biotopos y modifican el ecosistema que presenta gran desarrollo de vida faunística y florística durante los períodos húmedos, hallándose muy empobrecidos durante los ciclos secos.

Las condiciones ecológicas de muchas lagunas de la provincia de Buenos Aires han sido estudiadas mediante métodos tradicionales de evaluación de calidad de aguas (Ringuelet *et al.*, 1967; Gabelleone *et al.*, 2000; Fiorentino y Paoloni, 2001; Bohn *et al.*, 2004; Quirós *et al.*, 2005), dinámica estacional de características físicas (Geraldí, 2003; Torremorel *et al.*, 2007; Fornerón, 2008; Bohn, 2009), perspectiva ambiental (Zinger, 2000), caracterización del fitoplancton (Martin, 2005; Geraldí *et al.*, 2006; Andrade *et al.*, 2007) y del zooplancton (Claps *et al.*, 2004; Garibotti, 2006; Garibotti *et al.*, 2009). También se han utilizado técnicas que involucran información proveniente de sensores remotos y modelos específicos de calidad de aguas (Gelmi *et al.*, 2004; Fornerón y Piccolo, 2010). La laguna Sauce Grande ha sido estudiada desde el punto de vista de su hidrología (Remes Lenicov y Colautti, 2003; Fornerón *et al.*, 2010a,b) y calidad bacteriológica de sus aguas (Fernández, 2003; Fernández *et al.*, 2007). Con respecto al fitoplancton, los trabajos preliminares de

Ferrer *et al.* (2009) y Cony (2010) constituyen los únicos aportes en este sentido. Teniendo en cuenta que en este cuerpo de agua se desarrollan numerosas actividades recreativas, siendo uno de los principales atractivos la pesca deportiva de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), y dado que el fitoplancton constituye el primer eslabón de las redes alimentarias en los ambientes acuáticos, el conocimiento de su composición y abundancia reviste especial interés para el ecosistema. Es por ello que el objetivo de este trabajo es caracterizar el fitoplancton de la laguna Sauce Grande durante el otoño de 2010, con el fin de establecer una relación con su estado trófico.

## ÁREA DE ESTUDIO

La laguna Sauce Grande (38° 57' S - 61° 24' O) se localiza en el Sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Fig. 1). Es un cuerpo de agua que recibe el aporte del río Sauce Grande y luego descarga sus aguas al mismo, poco antes de su desembocadura en el mar. Se presenta como un gran ensanchamiento de este río, el que termina en un umbral natural de cierre, lo que le permite mantener un cierto nivel de agua y una constante renovación del agua que baja desde el lago del Dique Paso de las Piedras (Paoloni *et al.*, 1972). Presenta profundidades entre 0,60 m y 1,80 m, mientras que la profundidad media alcanza 1,40 m. Es una extensa y alargada depresión en sentido O-E, con costas bajas de tosca con suaves declives, por lo general barrosas y con juncales emergentes raleados; el fondo es de fango en casi su totalidad y

de conchilla en su orilla Sur (Remes Lenicov y Colautti, 2003). La cuenca de la laguna presenta un área de 3.027 km<sup>2</sup> (Fornerón *et al.*, 2010b). Se encuentra inmersa dentro de la región de la llanura pampeana. Se ubica en el límite de las provincias biogeográficas Pampeana y del Espinal siendo la vegetación predominante la estepa gramínea (Cabrera,

alcalino, con valores de oxígeno superiores a 7 mg/l (Fornerón *et al.*, 2010a). Las concentraciones de nutrientes medidas durante el otoño de 2010 variaron entre 0,0061 y 0,4935 mg/l (nitratos), 0,0098 y 0,0495 mg/l (nitritos), entre 0,0684 y 0,3284 mg/l (fosfatos) y entre 3,6904 y 5,2347 mg/l (silicatos) (Cony, 2010).

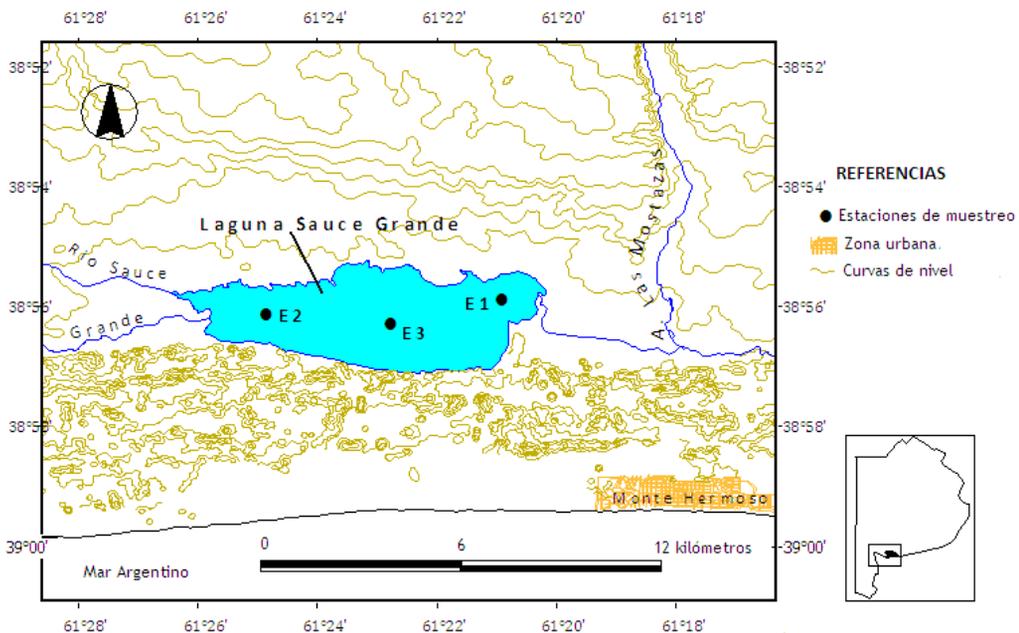


Figura 1. Localización del área de estudio y de las estaciones de muestreo.

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. Las precipitaciones son irregulares, de tipo frontal con valores anuales que oscilan entre 600 a 700 mm, por lo que el clima es subhúmedo (Campo *et al.*, 1994, 2004). Las condiciones fisicoquímicas de este cuerpo de agua lo definen como un cuerpo lagunar oligohalino, con pH

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para el estudio del fitoplancton se seleccionaron tres estaciones de muestreo localizadas: a la salida del río Sauce Grande (E1), en la entrada del río al cuerpo de agua (E2) y en el sector más profundo de la laguna (E3) (Fig. 1). La elección de los sitios de muestreo se basó en el análisis morfométrico de la laguna realizado por Fornerón *et al.* (2010b), por lo cual se tuvo en cuenta el ingreso

de agua dulce aportada por el río Sauce Grande (E2), la batimetría (E3) y el nivel natural de cierre (E1). La enumeración respetó el recorrido de la embarcación. El registro de las coordenadas geográficas se realizó con un Sistema de Posicionamiento Global (GPS). Las campañas se realizaron mensualmente durante el período otoñal marzo-mayo de 2010. Para el estudio cualitativo del fitoplancton se tomaron muestras mediante arrastres horizontales, con red de plancton de 30  $\mu\text{m}$  de apertura de malla, las que fueron fijadas *in situ* con Formaldehído al 4%. Las observaciones se realizaron con microscopios ópticos Leitz SM Lux y Zeiss Axiolab con contraste de fases y fluorescencia, con equipo fotográfico incorporado. La identificación se realizó consultando bibliografía especializada en función de los grupos algales dominantes (Bourrelly, 1966; Hindák, 1977, 1984, 1988, 1990; Komárek y Agnostidis, 1999, 2005; Komárek y Fott, 1983) y teniendo en cuenta antecedentes de estudios similares en lagunas pampeanas (Guarrera *et al.* 1968, 1972). Para el análisis cuantitativo, las muestras fueron tomadas de modo subsuperficial mediante el uso de una botella tipo Van Dorn y fijadas *in situ* con solución de Lugol. Los recuentos se efectuaron con una cámara de recuento tipo Sedgwick-Rafter, de acuerdo al método de McAlice (1971). Se registró la abundancia de cada individuo, entendiéndose como tal, la forma (solitaria, colonial, filamentosa) en que la especie se encuentra en la naturaleza; se consideraron los organismos con dimensiones a partir de 5  $\mu\text{m}$  y con tres ó más células, en el caso de las formas

filamentosas. Para obtener una precisión en el valor final de  $\pm 20\%$ , en todos los casos se consideraron 100 células como número mínimo (Lund *et al.*, 1958). La abundancia de cada especie se expresó en individuos/ml. Para el análisis estadístico de los resultados se aplicó un ANOVA Doble sin réplicas. Por último, se realizó la comparación de las medias de a pares entre los meses con DMS (Diferencia Mínima Significativa) 5%.

Se midieron *in situ* variables fisicoquímicas (temperatura del agua, turbidez, pH y salinidad) con un multisensor Horiba U-10. La transparencia del agua se determinó mediante el uso de un disco de Secchi y se cuantificó el grado de turbidez mediante el cociente entre la profundidad media y la profundidad de la zona fótica (Fornerón *et al.*, 2010a). La profundidad del cuerpo de agua se registró con una regla graduada. La concentración de clorofila *a* y feopigmentos se calculó de acuerdo al método espectrofotométrico recomendado por APHA-AWWA-WEF (1998). Para definir el estado trófico de la laguna se aplicó el Índice de Estado Trófico de Carlson (ó TSI: "Trophic State Index", Carlson 1977) basado en la clorofila *a* (Fornerón *et al.* 2010a).

## RESULTADOS

### Parámetros fisicoquímicos

Durante el período de estudio la profundidad de la laguna no superó los 1,30 m siendo su valor medio 0,98 m. La turbidez osciló entre 500 y 600 UNT y la lectura del disco de Secchi tuvo un valor medio de 0,12 m. La temperatura

media del agua fue de 20 °C en marzo, 15 °C en abril y de 11 °C en mayo. La salinidad y el pH se mantuvieron relativamente constantes durante el período de estudio, con valores medios de 3,6 gr/l y 9, respectivamente. Los valores absolutos, mínimos y máximos, de clorofila *a* y feopigmentos en aguas superficiales de la laguna oscilaron entre 68,16 mg/m<sup>3</sup> (mayo) y 274,7 mg/m<sup>3</sup> (marzo) y entre 9,96 mg/m<sup>3</sup> (mayo) y 77,27 mg/m<sup>3</sup> (abril), respectivamente. Los valores promedio de estas variables, y sus desvíos estándar, se muestran en la figura 2. El Índice de Estado Trófico de Carlson osciló entre 80 y 85, lo que indica el carácter eutrófico a hipertrófico del cuerpo de agua. La laguna se clasifica como "turbia" según Quirós *et al.* (2002), teniendo en cuenta la relación entre la profundidad media y la profundidad fótica.

### Análisis cualitativo del fitoplancton

Se identificó un total de sesenta taxones. La División Chlorophyta fue la mejor representada con 30 especies (50 % de los taxones), seguida por Heterokontophyta (16 taxones, 27%), Cyanobacteria (12 taxones, 20 %), Dinophyta (una especie) y Euglenophyta (una especie), estas dos últimas agrupadas en "Otras divisiones" (3% de los taxones) (Fig. 3). Se observó la presencia de especies indicadoras de eutrofización (*Microcystis aeruginosa* y *Pediastrum boryanum*), salinidad (*Chaetoceros muelleri*, *Cyclotella* aff. *meneghiniana* y *Protoperidinium achromaticum*) y de representantes de géneros de cianobacterias productoras de floraciones potencialmente tóxicas, como es el caso de *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanocapsa* y *Microcystis*.

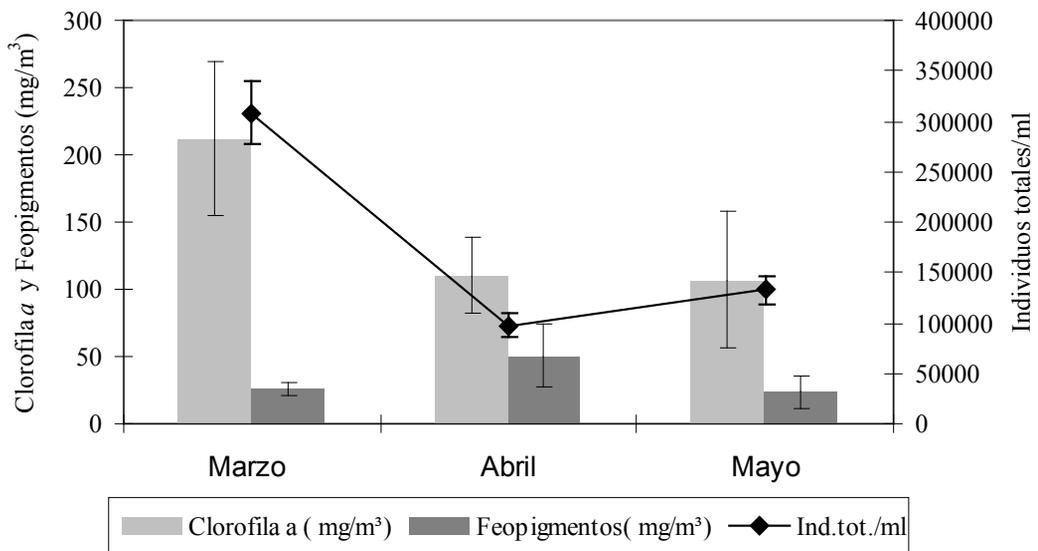


Figura 2. Variación de la abundancia fitoplanctónica (expresada como individuos totales/ml), concentración de clorofila *a* y concentración de feopigmentos en la Laguna Sauce Grande (promedio de las tres estaciones de muestreo) en el otoño de 2010. Las barras indican el desvío estándar.

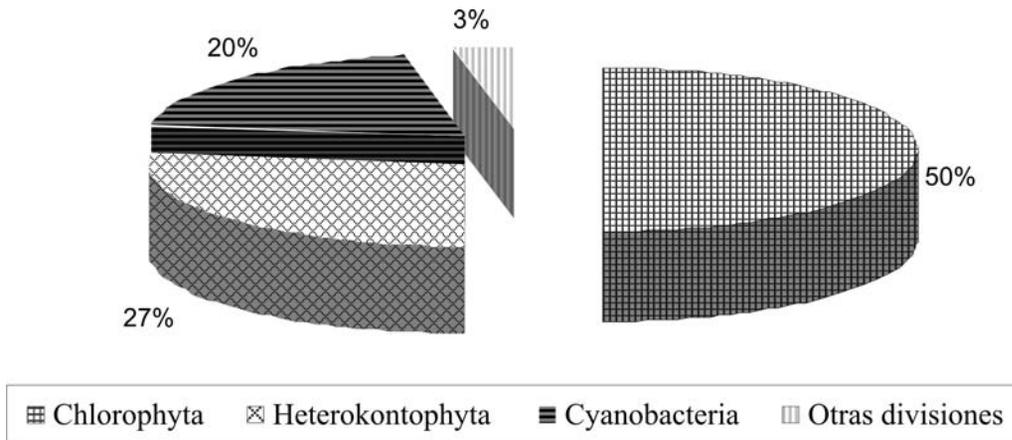


Figura 3. Representación porcentual de los taxones identificados en la laguna Sauce Grande en el otoño de 2010.

### Análisis cuantitativo del fitoplancton

Los valores de abundancia total variaron entre 84.500 y 340.600 ind/ml y no se hallaron diferencias entre estaciones de muestreo dentro de cada uno de los meses considerados ( $p \gg 0,05$ ). La variación de la abundancia fitoplanctónica mensual promedio de las tres estaciones se presenta en la figura 2. Sin embargo, sí se encontraron diferencias significativas entre los meses del período estudiado ( $p < 0,01$ ). De la comparación de las medias de a pares entre los meses, surge que los valores de abundancia total de marzo difieren de los de abril y mayo, pero que los de estos dos últimos meses no difieren entre sí.

Durante el otoño de 2010 *Planctonema lauterbornii* fue la especie dominante en todos los sitios de muestreo, con valores de abundancia entre 14.700 y 70.600 ind/ml y con una dominancia relativa promedio del 54 %. Las especies subdominantes variaron en cada mes y sitio, alternando entre *Cyclotella* aff. *me-*

*neghiniana*, *Scenedesmus nanus*, *Scenedesmus quadricauda* y *Crucigenia quadrata*; en el mes de mayo, *C. quadrata* fue subdominante en los tres puntos de muestreo. En todos los casos, los valores de abundancia de estas especies subdominantes, fueron muy inferiores a los de *P. lauterbornii*.

### DISCUSIÓN

La laguna Sauce Grande constituye un ejemplo de las denominadas lagunas pampásicas (Ringuelet, 1972) dado su carácter somero y homogeneidad, tanto en las características físicoquímicas como en la composición fitoplanctónica. La escasa profundidad máxima registrada (1,30 m) puede atribuirse a la sequía ocurrida en el período 2008-2009, ya que la profundidad histórica mencionada para este cuerpo de agua es de 3 m (Fornerón *et al.*, 2010a). Dado que la concentración salina de las lagunas pampeanas sigue tanto la variación anual como interanual de las precipitaciones, y que puede diluirse o concentrarse entre años

sucesivos (Bohn, 2009), este fenómeno meteorológico podría haber producido un aumento de la concentración de sales del cuerpo de agua. Sin embargo, en la laguna Sauce Grande en particular, esta concentración se encuentra también sujeta al ingreso de agua dulce aportada por el río Sauce Grande, y regulada por la apertura y cierre de las compuertas del dique Paso de las Piedras. Según el sistema propuesto por Aguesse y luego modificado por Ringuelet *et al.* (1967), los valores de salinidad de la laguna Sauce Grande la definen como un cuerpo lagunar oligohalino (salinidad < 5 gr/l). Una de las características más notables asociadas a este parámetro es la disminución de la diversidad y riqueza específica (Flöder y Burns, 2004), las que no fueron testeadas en este estudio. Desde el punto de vista cualitativo, se destaca la presencia de especies indicadoras de salinidad, tales como *Chaetoceros muelleri*, *Cyclotella* aff. *meneghiniana* y *Protoperidinium achromaticum*, citadas para otros ambientes salobres (Santoyo y Signoret, 1978; Izaguirre y Vinocur, 1994; Salusso *et al.*, 1997).

Para describir el estado trófico de un ecosistema acuático pueden utilizarse criterios químicos (concentración de nutrientes inorgánicos disueltos o totales en el agua), biológicos (concentración de clorofila *a*, biomasa de plantas o presencia de especies indicadoras) y/o físicos (turbidez del agua) (Conde, 2009).

El estado trófico de las lagunas pampeanas es influenciado tanto por la fertilidad de los suelos y las condiciones hidrometeorológicas como por las actividades humanas (Sosnovsky y Quirós

2006); en las lagunas pequeñas se muestra dependiente de las precipitaciones locales y del uso de la tierra en su entorno inmediato (Quirós *et al.*, 2002). Si bien la principal actividad que se realiza en la laguna Sauce Grande es la pesca deportiva de pejerrey y el uso como balneario en la estación estival, en los campos aledaños, tanto la agricultura como la ganadería son actividades de importancia, las que podrían contribuir con un aumento de nutrientes al ecosistema. En este sentido, Fernández *et al.* (2007) señalan que los niveles de nitratos y fosfatos en el agua son bajos, indicando que los fertilizantes no son causa importante de polución. Asimismo, las concentraciones de nutrientes (medidas como nitritos, nitratos, fosfatos y silicatos) registradas para la laguna Sauce Grande durante el período de estudio, e informadas por Cony (2010), también son bajas. Sin embargo, para una mejor caracterización de la laguna en este aspecto, sería conveniente contar con registros de nitrógeno y fósforo totales (NT y PT), los que no fueron medidos en esta investigación. Además, dado que la relación NT:PT de los lagos se ve modificada por las actividades humanas en sus cuencas de drenaje (Sosnovsky y Quirós, 2006), su conocimiento sería de interés para interpretar la dinámica de estos nutrientes en los cuerpos de agua como el que se encuentra bajo estudio.

La eutrofización de los sistemas acuáticos como resultado del incremento antrópico de nutrientes y el escaso intercambio del agua del sistema, entre otros factores, favorecen el desarrollo de floraciones. Las floraciones algales, también conocidas como "blooms", son eventos

de multiplicación y acumulación de las microalgas que viven libres en los sistemas acuáticos y que presentan un incremento significativo de la biomasa de una o pocas especies, en períodos de horas a días (De León, 2004). El aumento de la biomasa fitoplanctónica en un determinado tiempo se relaciona con distintos factores, de los cuales los más importantes son el incremento en la radiación solar, temperatura adecuada para las especies del fitoplancton, disponibilidad de nutrientes, ausencia o disminución de los consumidores herbívoros, procesos hidrológicos relacionados con una mayor o menor estabilidad de la columna de agua y ascenso de aguas ricas en nutrientes (Smayda, 1980). Si bien, por lo general, la mayoría de las floraciones algales son de cianobacterias y ocurren en el verano, en climas templados, las clorófitas son más frecuentes a principios del otoño (Bohn, 2009). La dominancia de las algas verdes ya ha sido mencionada para algunas lagunas pampásicas, como es el caso de la laguna Calderón en la provincia de Buenos Aires (Bohn, 2009). Asimismo, este grupo de algas fue el más ampliamente representado en la laguna Sauce Grande durante el otoño de 2010, con el 50% del total de los taxones identificados, siendo *P. lauterbornii* el taxón dominante. La presencia de esta clorofita filamentosa ya había sido informada para la laguna en el año 2009 (Ferrer *et al.*, 2009), aunque sin datos de abundancia. Floraciones de esta especie han sido registradas con esta misma estacionalidad en embalses de Mallorca, España (Ramón y Moya, 1984), donde a principios del otoño, la participación de *P. lauterbornii* en la co-

munidad fitoplanctónica alcanzó valores del 60%. En nuestro país, *P. lauterbornii* se ha citado como especie subdominante del fitoplancton en la laguna Cochicó (López *et al.*, 1993).

Al igual que lo que sucede en los lagos de zonas templadas y de llanura, la turbidez en la laguna bajo estudio, se relaciona directamente con la acción del viento, que genera la suspensión y resuspensión de sedimentos en la columna de agua debido a la escasa profundidad de la misma. Este parámetro favorece y condiciona los diferentes procesos biológicos, debido a que disminuye la transparencia del agua, por lo que la penetración de la luz es menor, se reduce el límite de la capa eufótica y se generan condiciones anaeróbicas en las zonas más profundas (Margalef, 1983). La influencia de este agente quedó evidenciada con los registros de vientos tomados durante el período considerado por Fornerón *et al.* (2010a). Por otra parte, el carácter “turbio” de la laguna se relaciona también con la elevada abundancia fitoplanctónica y alta concentración de clorofila *a*. (Fig. 2). La concentración de clorofila *a* es uno de los indicadores de la biomasa fitoplanctónica y por lo tanto del estado trófico del ecosistema (Carlson, 1977). De acuerdo con el Índice de Carlson, los elevados valores de clorofila *a* medidos durante el otoño del 2010 reflejan un carácter eutrófico con tendencia a la hipertrofia. Valores elevados de clorofila *a*, superiores a 100 mg/m<sup>3</sup>, ya habían sido registrados para la laguna en el año 2009 (Ferrer *et al.*, 2009). En base a las mediciones de clorofila *a* y de transparencia, este cuerpo de agua se clasifica como eutrófico a hipertrófico, de acuer-

do a los valores límite establecidos por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE, 1982). El carácter eutrófico se manifiesta también por la presencia de especies indicadoras de eutrofización, tales como *Microcystis aeruginosa* y *Pediastrum boryanum*.

Del análisis de los parámetros fisicoquímicos y del estudio cualicuantitativo del fitoplancton se concluye que la laguna Sauce Grande posee las características propias de un cuerpo de agua eutrófico a hipertrófico, con potencial capacidad de sostener altas densidades fitoplanctónicas y de desarrollar floraciones algales. Desde el punto de vista biológico, puede afirmarse que este carácter eutrófico registrado en el otoño de 2010, obedeció, principalmente, a la elevada concentración de clorofila *a*, medida a través del Índice de Carlson, y que es indicativa de una alta biomasa fitoplanctónica.

Un estudio más extendido en el tiempo, que integre el análisis de la microfiora fitoplanctónica junto con las variables fisicoquímicas ambientales, sería necesario para monitorear la evolución del TSI aplicado en esta investigación, y determinar así el carácter, estacional o regular, del estado trófico de este cuerpo de agua.

#### AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se realizó con fondos otorgados en proyectos de la Universidad Nacional del Sur (UNS) bajo la dirección del Dr. Eduardo Cáceres, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica.

ca. Los autores agradecen al Lic. Ricardo Camina el tratamiento estadístico de los datos.

#### BIBLIOGRAFÍA

- American Public Health Association - American Water Works Association - Water Environment Federation (APHA-AWWA-WEF). 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., Eaton, A.D. (Eds.), 20<sup>th</sup> Edition, American Public Health Association, Washington.
- Andrade, G.M., Ferrer, N.C., Bohn, V.Y. y M.C. Piccolo. 2007. Estudio preliminar del fitoplancton de la laguna Unamuno (Provincia de Buenos Aires). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica. Vol. 42. XXXI Jornadas Argentinas de Botánica. Corrientes, Argentina.
- Bohn, V.Y. 2009. Geomorfología e Hidrografía de las lagunas del sur de la Provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral. Dpto. de Geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. 244 pp.
- Bohn, V.Y., Perillo, G.M. y M.C. Piccolo. 2004. Calidad y aprovechamiento del agua de la Laguna Unamuno (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Papeles de Geografía, Universidad de Murcia. España. 40. pp. 173- 184.
- Bourelly, P. 1966. Les algues d'eau douce. Initiation a la systematique, Saint-André-des Arts, Paris, 512 pp.

- Cabrera, A.** 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. 2da edición. Tomo II. Editorial Acme S.A.C.I. Buenos Aires, Argentina.
- Campo de Ferreras, A. y A. Capelli de Steffens.** 1994. La transición climática en el sudoeste bonaerense. Si-geo. Serie Monografías N° 5. Departamento de Geografía. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca.
- Campo de Ferreras, A., A. Capelli de Steffens y P. Diez.** 2004. El clima del Sudoeste Bonaerense. Departamento de Geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur, 99 pp. Bahía Blanca.
- Carlson, R.** 1977. A Trophic State Index for Lakes. *Limnology and Oceanography*, Vol. 22, N° 2, pp. 361-369. American Society of Limnology and Oceanography.
- Claps, M.C., N.A. Gabellone y H. Benítez.** 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio temporal variations. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 40 (3): 201-210.
- Conde, D.** 2009. Eutrofización, cambio climático y cianobacterias. En: Documento Técnico PHI N° 16. Cianobacterias Planctónicas del Uruguay: Manual para la identificación y medidas de Gestión. UNESCO, 96 pp.
- Cony, N.** 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, 35 pp.
- De León, L.** 2004. Floraciones algales de agua dulce: cianobacterias, cianotoxinas. Curso de toxinas naturales. CIAT. Facultad de Medicina, 7 pp.
- Fernández, C.** 2003. Calidad bacteriológica en aguas recreativas de la laguna Sauce Grande. Tesina de grado. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 35 pp.
- Fernández, C., C.M. Salerno, J.D. Paoloni y G.C. Laurent.** 2007. Water quality in a lagoon in the southeast pampa region of Argentina. *Revista Argentina de Microbiología* 39: 51-56.
- Ferrer, N.C., G. Iglesias, N.L. Cony y E.J. Cáceres.** 2009. Estudio preliminar del fitoplancton de la Laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires). XXXII Jornadas Argentinas de Botánica. Huerta Grande, Córdoba. Argentina.
- Fiorentino, E. y D. Paoloni.** 2001. Evaluación hidrológica de la Laguna Chasicó como base de una adecuada gestión en la explotación del recurso. III Encuentros de las Aguas. Agua, Vida y Desarrollo. Santiago, Chile. pp. 109-110.
- Flöder, S. y C.W Burns.** 2004. Phytoplankton diversity of shallow tidal lakes: influence of periodic salinity changes on diversity and species number of a natural assemblage. *Journal of Phycology* 40: 54-61.
- Fornerón, C.F.** 2008. Hidrografía de la laguna La Salada, Partido de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Tesina de grado. Departamento de Geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 73 pp.

- Fornerón, C.F. y M.C. Piccolo.** 2010. Aplicación del algoritmo ISODATA para la determinación de áreas en dos ambientes acuáticos. Tecnología de la Información Geográfica del Sur Argentino. Capítulo N° 12. 126-135pp. .
- Fornerón, C.F., M.C. Piccolo, N.L. Cony y N.C. Ferrer.** 2010a. Hidrografía de la laguna Sauce Grande durante el otoño de 2010 (Provincia de Buenos Aires). Contribuciones Científicas Sociedad Argentina de Estudios Geográficos - GAEA. Volumen 22, 197-206. .
- Fornerón C.F., M.C. Piccolo y M.E. Carbone.** 2010b. Análisis morfométrico de la laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Revista HUELLAS N° 14, Primavera 2010. Instituto de Geografía. Facultad de Ciencias Humanas. UNLPam. 11-30. ISSN 0329-0573.
- Gabellone, N.A., L.C. Solari, M.C. Claps, M. E. Mac Donagh, H. Benítez, M. Ardohain y G. Ruiz.** 2000. Estado trófico de la laguna San Miguel del Monte (Partido de San Miguel del Monte, Buenos Aires). Diversidad y Ambiente 1: 29-35.
- Garibotti, E.** 2006. Estudio preliminar de la comunidad zooplanctónica en dos lagunas del sudoeste bonaerense en la primavera de 2006. Tesina de grado. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 51 pp.
- Garibotti, E., P.M. Cervellini y M.C. Piccolo.** 2009. Microcrustáceos planctónicos y características limnológicas de dos lagunas pampeanas (Buenos Aires, Argentina). Limnética 28 (1): 91-104.
- Geraldi, A.M.** 2003. Hidrografía de la Laguna Malaver (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Tesina de grado. Departamento de Geografía. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 45 pp.
- Geraldi, A.M., V. Guinder, M.C. Piccolo y G.M.E. Perillo.** 2006. Estudio preliminar de la calidad de agua de las Lagunas Las Encadenadas del Oeste. VI Jornadas Nacionales de Geografía Física. Río Gallegos. Argentina. Pp 13-15.
- Gelmi, M., R. Ferrati, A. Vornetti y F. Castets.** 2004. Estimación de la Variación Temporal de la Disponibilidad de Agua en Sistemas Lagunares Pampeanos. III Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos.
- Guarrera, S.A., S. Cabrera, E. López y G. Tell.** 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., L. Malacalza y F.P. López.** 1972. Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires. Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie). Tomo XII. Botánica N°67: 161-222.
- Hindák, F.** 1977. Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) I. Biol. Práce Slov. Akad. Vied. 23: 1-190.
- Hindák, F.** 1984. Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) III. Biol. Práce Slov. Akad. Vied. 30: 1- 308.

- Hindák, F.** 1988. Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) IV. Biol. Práce Slov. Akad. Vied. 34: 1-263.
- Hindák, F.** 1990. Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) V. Biol. Práce Slov. Akad. Vied. 36: 1-225.
- Iriondo, M.** 1984. The Quaternary of northeastern Argentina. En Rabassa J. (Ed) Quaternary of South America and Antarctic Peninsula 2: 51-78.
- Izaguirre, I. y A. Vinocur.** 1994. Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina) based on phytoplankton bloom. Nature 352: 612-614.
- Komárek, J. y K. Agnostidis.** 1999. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. Gustav Fischer. Jena Stuttgart-Lübeck-Ulm. 548 pp.
- Komárek, J. y K. Agnostidis.** 2005. Süßwasserflora von Mitteleuropa Cyanoprokaryota. 2. Teil/ 2<sup>nd</sup> Part: Oscillatoriales. Büdel, B.; Krienitz, L.; Gärtner, G. y M Schagerl. 759 pp.
- Komárek, J. y B. Fott.** 1983. Das Phytoplankton des Süßwasser Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. Von Huber-Pestalozzi. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u Obermiller) Stuttgart, Germany. 1001 pp.
- López, H.L., O.H. Padín y J.M. Iwaszkiw.** 1993. Biología pesquera de las Lagunas Encadenadas del Sudoeste de la Provincia de Buenos Aires. Dpto. Científico Zoología Vertebrados. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. 110 pp.
- Lund, J.W.G., C. Kilpling y E.D. Le Cren.** 1958. The inverted microscope method of estimating algal number, and the statistical basis of estimation by counting. Hidrobiología, 11 (2): 1-39.
- Margalef, R.** 1983. Limnología. Edic. Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Martín, L.A.** 2005. Estudio del fitoplancton de la Laguna del Monte (Guaminí, Provincia de Buenos Aires). Tesina de Grado. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 48 pp.
- McAlice, B.J.** 1971. Observations on the small-scale distributions of estuarine phytoplankton. Marine Biology 7: 100-111.
- OCDE.** 1980. Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment, and Control. OCDE. París. 154 pp.
- Paoloni, J.D., O.C. Tujchneider y J.A. Luque.** 1972. Caracterización hidrológica de la cuenca del Río Sauce Grande en primera fase. Investigaciones Agropecuarias INTA. V. IX, 1-20.
- Quirós, R., J.J. Rosso, A. Rennella, A. Sosnovsky y M. Boveri.** 2002. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). Interciencia V 27, N° 11: 584 -591.
- Quirós, R., M.B. Boveri, C.A. Petracchi, A. Rennella, J.J. Rosso, A. Sosnovsky y H. Bernard Von.** 2005. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. En: Reunión de eutrofización en América del Sur. Instituto Internacional de Ecología. Red Entrosur, Brasil.

- Ramón, G. y G. Moyá.** 1984. Distribución estacional de *Planctonema lauterbornii* (Ulotrichaceae) en dos embalses de aguas mineralizadas (Cuber y Gora Blau, Mallorca). *Limnética* 1: 291-296.
- Remes Lenicov, M. y D. Colautti.** 2003. Informe Técnico N° 55. Campaña de relevamiento limnológicos e ictiológicos. Dirección de Desarrollo Pesquero, Subsecretaría de Actividades Pesqueras, MAA. 20 pp.
- Ringuelet, R.A.** 1972. Ecología y biología del hábitat lagunar o lago del tercer orden de la región neotrópica templada (Pampasia Sudoriental de Argentina). *Physis* 31 (82): 55- 76.
- Ringuelet, R.A., A. Salibián, E. Claverie y S. Ilhero.** 1967. Limnología química de las lagunas pampásicas (Provincia de Buenos Aires). *Physis* 27 (74): 201-221.
- Salusso, M.M., L.B. Moraña y V. Liberal.** 1997. Procesos de autodepuración en ríos del Valle de Lerma, Salta (Argentina). Cuadernos de CURIHAM (Centro Universitario Rosario de investigaciones Hidroambientales) 3 (4): 27-38. ISSN: 1514-2906.
- Santoyo, H. y M. Signoret.** 1978. Fito-plancton de la laguna del Mar Muerto en el sur del Pacífico Norte. *An Centro Ciencias del Mar y Limnol. UNAM* 6 (2): 71-80.
- Smayda, T.J.** 1980. Phytoplankton species succession. En: *The Physiological Ecology of Phytoplankton* (Ed. I. Morris). Univ. California Press. 493-563.
- Sosnovsky, A. y R. Quirós.** 2006. El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. *Ecología Austral* 16: 115-124.
- Torremorel, A., J. Bustigorry, R. Escaray y H. Zagarese.** 2007. Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologica* 37:100-108.
- Vervoost, F.B.** 1967. Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires). En: *La vegetación de la República Argentina. Serie Fitogeográfica* 7. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina, 219 pp.
- Zinger, A.** 2000. Relación sociedad naturaleza en ecosistemas de clima templado semiárido. Caso Laguna Chasicó. Provincia de Buenos Aires. Tesis de Magíster. Universidad de Mar del Plata.



## LISTA TAXONÓMICA PRELIMINAR DEL FITOPLANCTON DEL RÍO COLORADO EN VILLA VIEJA, (DPTO. PUELÉN, LA PAMPA, ARGENTINA)

M. J. Galea<sup>1</sup>, S. B. Álvarez<sup>1</sup>, G. I. Bazán<sup>1</sup> y A. L. Martínez de Fabricius<sup>2</sup>

1. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam. Uruguay 151 (6300) Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

2. Facultad de Ciencias Exactas, Físico Químicas y Naturales, UNRC. Ruta Nacional 36 Km. 601 (5800) Río Cuarto, Córdoba, Argentina.  
*mariajogalea@speedy.com.ar*

**ABSTRACT.** This work presents preliminary taxonomic information of the phytoplankton community of the Colorado river, the natural boundary between the provinces of La Pampa and Río Negro. With the objective to know and categorize the algal communities of phytoplankton, samples were collected in Villa Vieja, on the left bank. The study area is located at 38° 14' 55" lat. S; 67° 11' 49" long. W at 232 msnm, downstream of Embalse Casa de Piedra dam. The results correspond to samples taken in February 2010, the period of maximum flow. The samples were collected with plankton net of 20 microns aperture observed *in vivo* and then fixed in formalin (4%). For studies of diatoms aliquots of the samples and subsequent treatment for the removal of organic matter and making diatom preparations. The physico-chemical and environmental were recorded in situ by using portable sensors and subsequent laboratory techniques. Of all taxa identified to the present functional groups recorded were: 32.7% *Bacillariophyceae*, *Chlorophyceae* 44.3%, *Cyanophyceae* 11.5% and 11.5% other algae remaining partners, including *Euglenophyceae*.

**KEY WORDS:** Phycoflora, freshwater, Colorado river.

**PALABRAS CLAVE:** Ficoflora, agua dulce, Río Colorado.

### INTRODUCCIÓN

El río Colorado posee un alto valor geopolítico y socio-económico como recurso hídrico para la provincia de La Pampa y sur de la provincia de Buenos Aires. Debido a ello se han realizado prolongados registros de las variables hidrológicas, pero no existen estudios referidos a los componentes biológicos y en particular a la ficoflora. Los primeros trabajos desarrollados en la cuenca del río Colorado se llevaron a

cabo en el Embalse Casa de Piedra (Álvarez *et al.*, 1993; Wenzel *et al.*, 1996).

Considerando los escasos antecedentes respecto al estudio de la ficoflora en ríos pampeanos y del río Colorado en particular, el presente trabajo tiene el objetivo de brindar los resultados de un relevamiento preliminar de la composición de la comunidad fitoplanctónica obtenidos en un período de máximo caudal, en la zona de Villa Vieja, aguas abajo del Embalse Casa de Piedra.

## ÁREA DE ESTUDIO

El río Colorado nace de la confluencia de los ríos Grande y Barrancas, provenientes de la alta montaña y atraviesa el desierto norpatagónico a lo largo de 850 km. Desde cabeceras en la zona cordillerana discurre por las provincias de Mendoza, Neuquén, Río Negro, La Pampa y Buenos Aires desembocando en el océano Atlántico y su curso conforma el límite natural de las provincias de La Pampa y Río Negro (Fig. 1). Presenta un régimen hidrológico casi exclusivamente nival, con máximos caudales en los meses de primavera-verano y un módulo medio de  $139 \text{ m}^3\text{seg}^{-1}$ .

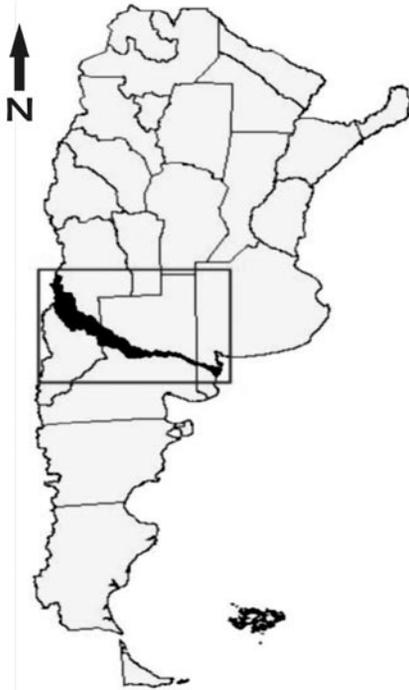


Figura 1. Ubicación del Río Colorado, República Argentina.



Figura 2. Ubicación geográfica de Villa Vieja (Dpto. Puelén, La Pampa), sitio de muestreo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos fueron realizados en el tramo superior del río Colorado en febrero de 2010 en el área Villa Vieja (Departamento Puelén,  $38^{\circ} 14' 55''$  S y  $67^{\circ} 11' 49''$  W, 232 msnm) aguas abajo del Embalse Casa de Piedra (Fig. 2). Las muestras para el análisis del fitoplancton se colectaron con una red de plancton de  $20 \mu\text{m}$  de apertura de malla desde la margen izquierda del río, lugar accesible y factible para el muestreo. Las variables físico-químicas y ambientales fueron registradas *in situ* mediante el uso de sensores portátiles: temperatura y pH mediante un termopéhachímetro Altronix M-206, la conductividad con un sensor Altronix CT2 y la velocidad de corriente mediante el uso de un flotador. Las muestras colectadas fueron incorporadas al Herbario SRFA (UNL-Pam).

Para el estudio de diatomeas se tomaron alícuotas de la muestra madre a los efectos de realizar los tratamientos de eliminación de materia orgánica (Battarbee, 1986) y posterior montaje en preparados permanentes según las técnicas recomendadas por Hasle (1978).

Las determinaciones se realizaron con microscopio óptico Kyowa Medilux 12 provisto de cámara clara de Abbe y ocular micrométrico. Para la identificación taxonómica se consultaron las floras estándar, Husted (1930), Geitler (1932), Desikachary (1959), Prescott (1962), Starmach (1966), Patrick & Reimer (1966, 1975), Komárek & Fott (1983), Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991) y Komárek & Anagnostidis (1999, 2005) y estudios de la flora local y regional de Argentina (Martínez de Fabricius, 1996, 2000a, 2000b; Mirande *et al.*, 1999; Seligmann *et al.*, 2001; Vouilloud, 2003; Bazán, 2010; Luque & Martínez de Fabricius, 2002, 2003, 2005, 2010).

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Las variables físico-químicas registradas durante el muestreo inicial en Villa Vieja fueron: temperatura del aire: 25 °C; temperatura del agua: 22 °C; pH: 8,08; conductividad: 850  $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ , profundidad de lectura del disco de Secchi: 50 cm y velocidad de corriente: 0,64 m.seg<sup>-1</sup>.

El análisis taxonómico mostró que las clases *Chlorophyceae* y *Bacillariophyceae* fueron las que aportaron con el mayor número de taxa en el área de estudio, ya que hasta el momento se determinaron 52 taxa, de las cuales 6 pertenecen a la Clase *Cyanophyceae*, 23 a *Chlorophyceae*, 16 *Bacillariophyceae*, 1 *Xanthophyceae*, 4

*Tabla 1. Lista taxonómica de las algas determinadas en Villa Vieja (Dpto. Puelén), La Pampa. Campaña Febrero 2010.*

### CYANOPHYCEAE

*Anabaena spiroides* Klebahn  
*Anabaena variabilis* Kützing  
*Chroococcus* sp.  
*Merismopedia* sp.  
*Nodularia* sp.  
*Oscillatoria limosa* C.Agardh  
*Raphidiopsis* sp.

### CHLOROPHYCEAE

*Closteriopsis acicularis* (Chodat)  
J.H.Belcher & Swale  
*Coelastrum astroideum* De Notaris  
*Cosmarium* sp.  
*Dictyosphaerium* sp.  
*Monoraphidium* sp.  
*Mougeotia* sp. 1  
*Mougeotia* sp. 2  
*Oocystis lacustris* Chodat  
*Oocystis* sp.  
*Pediastrum duplex* Meyen var. *duplex*

*Pediastrum duplex* var. *clatratrum*  
(A.Braun) Lagerheim  
*Pediastrum simplex* Meyen var. *simplex*  
*Pediastrum simplex* var. *echinولاتum*  
Wittrock  
*Pediastrum tetras* (Ehrenber) Ralfs  
*Scenedesmus quadricauda* (Turpin)  
Brébisson sensu Chodat  
*Scenedesmus bijuga* (Turpin) Lagerheim  
*Scenedesmus* sp.  
*Staurastrum leptocladum* Nordstedt  
*Staurastrum* sp.  
*Tetraedron caudatum* (Corda) Hans-  
girg  
*Tetraedron minimum* (A. Braun) Hans-  
girg  
*Tetrastrum staurogeniaeforme* (Schrö-  
der) Lemmermann

### BACILLARIOPHYCEAE

*Anomoeoneis sphaerophera* E.Pfitzer

*Aulacoseira granulata* (Ehrenberg)  
Simonsen  
*Aulacoseira granulata* var. *angustissima*  
(O.F.Müller) Simonsen  
*Cocconeis placentula* var. *euglypta*  
(Ehrenberg) Cleve  
*Cyclotella meneghiniana* Kützing  
*Cymatopleura solea* (Brébisson)  
W.Smith  
*Cymbella affinis* Kützing  
*Epitemia sorex* Kützing  
*Eunotia* sp.  
*Fragilaria crotonensis* Kitton  
*Gyrosigma* sp.  
*Melosira varians* Agardh  
*Nitzschia acicularis* (Kützing)  
W.Smith  
*Nitzschia sigma* (Kützing) W.Smith

*Nitzschia sigmoidea* (Nitzsch)  
W.Smith  
*Surirella ovalis* Brébisson  
*Surirella* sp.

#### XANTHOPHYCEAE

*Heterothrix* sp.

#### DINOPHYCEAE

*Ceratium hirundinella* (O.F.Müller)  
Dujardin  
*Peridinium* sp.

#### EUGLENOPHYCEAE

*Euglena* sp. 1  
*Euglena* sp. 2  
*Phacus* sp.

*Euglenophyceae* y 2 *Dinophyceae*. Dentro de *Chlorophyceae* el género con mayor número de especies fue *Pediastrum* (5), mientras que en *Bacillariophyceae* fue *Nitzschia* con 3 especies. (Tabla 1)

Los resultados obtenidos ofrecen conocimientos taxonómicos que podrían utilizarse como herramientas para el control y manejo de recursos naturales acuáticos, así como para futuras profundizaciones en los estudios ecológicos.

#### AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de La Pampa por su permanente apoyo.

#### BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, S.B., G.I. Bazán, O.E. Romero y M.T. Wenzel. 1993. Estudio de la ficoflora del Embalse Casa de Piedra (Prov. La Pampa). COPROCNA: 1-25.
- Battarbee, R. W. 1986. Diatom analysis. Handbook of Holocene Palaeoecology and palaeohydrology. Ed. WILEY: 527-570.
- Bazán G.I. 2010. Estudios ficológicos en el sistema lenítico de La Arocena (Departamento Maracó), La Pampa. Argentina. Tesis Doctoral. UNRC. 203 pp.
- Desikachary, T.V. 1959. *Cyanophyta*. Ind. Counc. Agr. Res., N. D., 686 pp.
- Geitler, L. 1932. *Cyanophyceae*. In: Rabbenhorst's Kryptogamen-Flora, 14, 1196 pp.

- Hasle, G. R. 1978. Some specific preparations: Diatoms in Soumia A. (Ed.) Phytoplankton Manual. Eds. UNESCO: 136-142.
- Hustedt, F. 1930. *Bacillariophyta (Diatomaceae)*. In A Pascher Die Süßwasserflora Mitteleuropas 10. Jena. Verlag. 466 pp.
- Komárek J. y B. Fott. 1983. Systematik und Biologie (Grünalgen) Ordnung: *Chlorococcales*. Die Binnengewässer. Das Phytoplankton des Süßwassers. Von Huber-Pestalozzi. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u Obermiller) Stuttgart. Germany. 1044 pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 1999. *Cyanoprokaryota*. 1. Teil: *Chroococcales*. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Berg. Von Pascher Hrsg. Von H. Ettl. Jena. G. Fischer Bd. 19. 548 pp. 643 figures.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 2005. *Cyanoprokaryota*. 2. Teil: *Oscillatoriales*. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Berg. Von Pascher Hrsg. Von H. Ettl. Jena. G. Fischer Bd. 19/2. 759 pp. 1010 figures.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1986. *Bacillariophyceae* 1. Teil: *Naniculaceae*. En: Ettl, H. *et al.* (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2(1): 1-876. G. Fischer, Jena.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1988. *Bacillariophyceae* 2. Teil: *Bacillariaceae*, *Epithemiaceae*, *Suirellaceae*. En Ettl, H. *et al.* (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2(2): 1-596. G. Fischer, Jena.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1991. *Bacillariophyceae* 3. Teil: *Centrales*, *Fragilariaceae*, *Eunotiaceae*. Unter Mitarbeit von H. Håkansson und M. Nörpel. In: Ettl, H. *et al.* (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2(3): 1-576. G. Fischer, Stuttgart, Jena.
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius. 2002. Distribución Temporal de Algas Epilíticas en el río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). Bol. Soc. Argent. Bot. 37(1-2): 29-39.
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius. 2003. Distribución Temporal del Fitoplancton y epilíton en el río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). Limnetica 22(3-4): 19-34.
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius. 2005. Algas Fitoplanctónicas del río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina) y su relación con los factores ambientales. Lilloa 42 (1-2): 69-79.
- Luque, M. E. y A.L. Martínez de Fabricius. 2010. Estudio del Componente Algal en la Cuenca Baja del Río Cuarto (Córdoba, Argentina). Lilloa 47 (1-2): 95-106.
- Martínez de Fabricius A.L. 1996. *Bacillariophyceae* del Río Cuarto, Provincia de Córdoba, Argentina. Tesis Doctoral N° 783. UN La Plata. 290p.
- Martínez de Fabricius A. L. 2000a. *Bacillariophyceae* del Río Cuarto, Provincia de Córdoba, Argentina, Fam. *Thalassiosiraceae*, *Melosiraceae* y *Diatomaceae*. Bol. Soc. Argent. Bot., 35 (1-2): 33-48.
- Martínez de Fabricius A.L. 2000b. *Bacillariophyceae* del Río Cuarto, Provincia de Córdoba, Argentina: *Naniculaceae* II. *Iberingia*, Ser. Bot., Porto Alegre, 53: 3-34.

- Mirande, V., N. Romero, M.A. Barriónuevo, G.S. Meoni, B. Navarro, M.C. Apella y B.C. Tracanna.** 1999. Human impact on some limnological characteristics of the Gastona river (Tucumán, Argentina). *Acta Limnológica Brasiliensia*, 11 (2): 101-110.
- Patrick, R. y C. W. Reimer.** 1966. The diatoms of the United States (exclusive of Alaska and Hawaii). *Mon. Acad. Nat. Sc. Philadelphia*, 13(1): 1-688.
- Patrick, R. y C. W. Reimer.** 1975. The diatoms of the United States (exclusive of Alaska and Hawaii). *Mon. Acad. Nat. Sc. Philadelphia*, 13(2): 1-213.
- Prescott, G. W.** 1962. *Algae of the Western Great Lakes Area*. 946 pp. N.M.C: Brown Co.Inc.
- Seeligmann, C., B.C. Tracanna, S. Martínez De Marco y S. Isasmendi.** 2001. Algas Fitoplanctónicas en la Evaluación de la Calidad del Agua de Sistemas Lóticos en el Noroeste Argentino. *Limnetica* 20 (1): 123-133.
- Starmach, K.** 1966. Cyanophyta-Scinice, Glaucophyta-Glaucofity. In: *Flora Slodkowodna Polski*, 2, Polsk. Ak. Inst. Bot. 807 pp.
- Vouilloud, A. A.** 2003. Catálogo de diatomeas continentales y marinas de Argentina. A.A.Ficología, La Plata, versión 1.0. pdf, 303 pp.
- Wenzel, M.T., S.B. Álvarez y G.I. Bazán.** 1996. Estudio preliminar de las cianofíceas del Embalse Casa de Piedra (Prov. La Pampa). Argentina. *Physis*.(Buenos Aires), Secc. B., 51(120-121): 9-16.

## DIVERSIDAD DE VERTEBRADOS ACUÁTICOS DE TRES HUMEDALES URBANOS DE LA CIUDAD DE BUENOS AIRES

S. Llamazares Vegh, A. P. Villatarco Vázquez, M. C. Kunert y A. D. Tombari

Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad de Buenos Aires. Ciudad Universitaria, Pabellón II, 4º piso, (C1428EHA) Buenos Aires. \* [llamazares@bg.fcen.uba.ar](mailto:llamazares@bg.fcen.uba.ar)

**ABSTRACT.** The urban wetlands are sites of high biodiversity that are under a great anthropogenic pressure. In the city of Buenos Aires, one of the more important areas of recreation is constituted by *Parque Tres de Febrero* (well-known as like "Bosques de Palermo"), that conforms a green zone of 25 ha. In this area there are artificial wetlands of diverse physical characteristics. In the present work, the goal is to determine vertebrate's diversity in these urban aquatic environments in order to evaluate the degree of impact of the recreational activity on the conservation of the vertebrates associated to the water bodies. The study was carried out in three artificial lagoons included in the park: Regatas, Rosedal and Planetario. Altogether, seventeen species of fish (*Prochilodus lineatus*, *Oligosarcus jenynsii*, *Cheirodon interruptus*, *Bryconamericus iberingii*, *Hoplias malabaricus*, *Hypostomus commersoni*, *Rhamdia quelen*, *Pimelodus albicans*, *Pimelodus maculatus*, *Cyprinus carpio carpio*, *Cnesterodon decemmaculatus*, *Gambusia affinis*, *Jenynsia multidentata*, *Synbranchus marmoratus*, *Australoheros facetus*, *Gymnogeophagus meridionalis* and *Crenicichla scottii*), eighteen species of birds (*Podiceps rolland*, *Podilymbus podiceps*, *Podiceps major*, *Phalacrocorax olivaceus*, *Ardea alba*, *Egretta thula*, *Butorides striatus*, *Nycticorax nycticorax*, *Anas georgica*, *Anas platyrhynchos*, *Anas platyrhynchos domesticus*, *Anser anser*, *Cairina moschata*, *Netta peposaca*, *Aramus guarauna*, *Fulica armillata*, *Fulica leucoptera* and *Chlorocephala amazona*), three species of turtles (*Phrynops hilarii*, *Trachemys scripta elegans* and *Trachemys venusta*) and one species of mammal were registered (*Myocastor coipo*). Among these species, eight are introduced: two fishes (*Cyprinus carpio carpio* and *Gambusia affinis*), two turtles (*Trachemys scripta elegans* and *Trachemys venusta*) and four birds (*Anas platyrhynchos*, *Anas platyrhynchos domesticus*, *Anser anser* and *Cairina moschata*). Regatas was the site with greater diversity of fishes (n=17) that represents a 10.43% of Río de la Plata's ichthyofauna (n=163). This site lodges a 13% of the bird species associated to registered water bodies in the City of Buenos Aires (n=107). When comparing the specific richness among lagoons, we found high similarity between Regatas and Planetarium. Also, both sites presented the greatest specific richness of fish during the months of January and February. From this preliminary study it was possible to describe and to differentiate each lagoon by its fauna and physical characteristics, and also it constitutes the base to continue with further studies of communities which allow the development of the necessary guidelines of handling for the protection of *Lagos Tres de Febrero*.

**KEY WORDS:** urban wetlands, biodiversity, aquatic vertebrates, Buenos Aires.

**PALABRAS CLAVE:** humedales urbanos, biodiversidad, vertebrados acuáticos, Buenos Aires.

### INTRODUCCIÓN

Los humedales son considerados los sistemas biológicamente más produc-

tivos y diversos del planeta (Schnack *et al.*, 2000). En particular, los humedales ubicados en zonas urbanas prestan una serie de servicios ecológicos tales como el

control de inundaciones, captura de carbono, mitigación de efectos de la contaminación y soporte de una gran variedad de especies de fauna, tanto residentes como migratorias (Schnack *et al.*, 2000). Asimismo, son utilizados para recreación, deporte y prestan servicios para la educación y la investigación científica. A pesar de ello, el desconocimiento de los habitantes de la ciudad acerca de la importancia ecológica de estos humedales genera una falta de interés por su cuidado y en consecuencia, por la conservación de todos los organismos vivos que los habitan o dependen de ellos.

En la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (C.A.B.A.), el área de recreación más importante está constituida por el Parque Tres de Febrero, conocido como “Bosques de Palermo”, que conforma una zona verde de 25 ha. En este predio se encuentran humedales artificiales de diversas características físico-químicas que regulan el efecto de las inundaciones durante las sudestadas o abundantes precipitaciones de la zona. Estos ambientes han sido objeto de varios estudios sobre diversos aspectos biológicos. Se han realizado estudios de fitoplancton e insectos acuáticos que dieron lugar a trabajos científicos (Munari y Vigna, 1999; Fontanarrosa *et al.*, 2009), diversas tesis de licenciatura y doctorado de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires (Izaguirre, 1991; Fontanarrosa, 2006) y la publicación de una guía de reconocimiento de aves (Zelaya y Pérez, 1998). Asimismo, son zonas en las que se realizan trabajos de campo por parte de centros educativos de todos los niveles como colegios, profesorados y universidades.

Se espera que los resultados obtenidos puedan contribuir a establecer en el futuro pautas de manejo que colaboren con la conservación de los organismos que habitan los humedales, ya que esta es la primera vez que se realiza un relevamiento integral de vertebrados asociados a estos cuerpos de agua.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los estudios se llevaron a cabo en tres lagos del Parque Tres Febrero: Regatas, Rosedal y Planetario (Fig.1). El Parque Tres de Febrero se encuentra limitado por las avenidas Del Libertador y Casares (34°34'24" S; 58°24'53" W). Las tres lagunas presentan escasa profundidad media (inferior al metro y medio), (Fontanarrosa, 2006).

La laguna Regatas (34°33'29.58" S; 58°27'57.06" W) posee una superficie estimada de 99 700 m<sup>2</sup>, está ubicada en el parque homónimo y se encuentra entre las avenidas E. Tornquist y Andrés Bello. Es un estanque construido sobre fondo natural con un margen artificial de granito y hormigón. Posee conexión indirecta con el Río de La Plata, mediante la planta potabilizadora de agua AySA ubicada sobre la Av. Pte. Figueroa Alcorta, y conexión directa con el arroyo Maldonado (Fontanarrosa, 2006). El arroyo Maldonado cruza a la ciudad siguiendo el trazado de la Avenida Juan B. Justo, bajo la cual se encuentra entubado desde 1937. Tiene sus nacientes en Ciudadela con afluentes en los partidos de Matanza, Morón y 3 de Febrero. La principal línea de escurrimiento en la ciudad (actual entubamiento del antiguo curso natural) sigue la traza de

la avenida Juan B. Justo desde la avenida General Paz hasta Santa Fe, desde donde atraviesa el Parque 3 de Febrero para finalmente volcar sus aguas en el Río de la Plata, próximo al Aeroparque Jorge Newbery, luego de haber recorrido una distancia de aproximadamente 15 km (AABA, 2010). La laguna Rosedal ( $34^{\circ}34'17.36''$  S;  $58^{\circ}24'52.24''$  W) posee una superficie estimada de  $49400 \text{ m}^2$ , está ubicada en la plaza Holanda, entre las avenidas Mont, Infanta Isabel e Iraola. Esta laguna también posee fondo natural, pero sus orillas están construidas de hormigón en forma vertical (Fontanarrosa, 2006).

La laguna Planetario ( $34^{\circ}34'10.57''$  S;  $58^{\circ}24'38.13''$  W) se ubica en la plaza Dr. B. A. Gould, entre las avenidas Sarmiento y Belisario Roldán y posee una superficie estimada de  $9500 \text{ m}^2$ . Es un estanque de fondo natural y margen

artificial de hormigón y canto rodado (Fontanarrosa, 2006). Estas últimas dos lagunas poseen sumideros de agua provenientes del arroyo Maldonado. La entrada de agua se encuentra regulada mediante compuertas manuales, bajo el control de la Secretaria de Espacio Verdes del Gobierno de la Ciudad.

En cada laguna se efectuaron muestreos mensuales de vertebrados acuáticos y se registraron los parámetros físicos y químicos del agua durante un período de seis meses (octubre 2010- marzo 2011). Se estableció un sitio de muestreo por laguna, el cual se mantuvo a lo largo del estudio.

### Parámetros físico-químicos del agua

Los parámetros físico- químicos medidos *in situ* fueron: conductividad específica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ,  $\pm 0.01$ ) y pH ( $\pm 0.1$ ) con un



Figura 1. Ubicación del área de estudio.

conductímetro Hanna, modelo HI 9813 y temperatura (°C,  $\pm 0.1$ ) con un equipo Hanna, modelo HI 98127.

## Material biológico

En los sitios seleccionados se efectuaron muestreos de peces mediante el uso de cañas y redes de mano. Las redes utilizadas fueron: a) 82 cm de copo y 1.5 mm de abertura de malla y b) 23 cm de copo y malla de 1 mm de poro. En cada sitio se realizaron 10 lances con red y cañas operadas desde la costa durante 2 horas. La identificación de los ejemplares se realizó en base a Ringuelet *et al.* (1967), Menni (2004), Eschmeyer y Fricke (2008) y Froese y Pauly (Fishbase, 2009). Los individuos que fueron capturados en estadio larvario fueron identificados utilizando los caracteres propuestos por Nakatani *et al.* (2001). En los casos en que la identificación de los peces en estadio larval o juveniles no era clara por no presentar caracteres distintivos inequívocos, fueron criados en el laboratorio hasta la aparición de caracteres diagnósticos distintivos y posteriormente liberados en aquellos sitios donde fueron capturados.

Se registró la presencia de aves, reptiles y mamíferos asociados a los cuerpos de agua en los tres sitios de muestreo por observación directa mediante el uso de prismáticos. Las observaciones se realizaron durante un período de dos horas por sitio. Se identificaron las especies de aves observadas en base a Narosky e Izurieta (2003) y de reptiles mediante Rueda-Almonacid *et al.* (2007).

Se estimó la riqueza total de aves. Para determinar el grado de similitud en-

tre las comunidades de aves se usó el índice de Sørensen (Clergeau *et al.*, 2001), que se basa sólo en el número de especies registradas,  $S = 2c / (a+b)$ , donde "c" es el número de especies compartidas por las dos áreas, y "a" y "b" el número total de especies para cada área. Los valores de este índice varían entre 0 (comunidades completamente diferentes) y 1 (idénticas). Valores intermedios se interpretan como: 0-0.25 baja similitud (B); 0.26-0.5 moderada (M); 0.51-0.75 alta (A) y 0.76-1 similitud total (Clergeau *et al.*, 2001).

A su vez se estimó la riqueza específica de peces en cada ambiente y se calculó el índice de diversidad de Shannon:

$$\text{Índice de Shannon} = H = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Donde  $p_i$  representa la proporción (o abundancia relativa) de cada especie en la población y la sumatoria sobre las "S" especies ( $i = 1, 2, \dots, S$ ) de la población. Este índice asume que los individuos son muestreados al azar en una población infinitamente grande (Pielou, 1975), y que todas las especies están representadas en la muestra (Magurran, 1988). Para comparar la diversidad íctica entre las diferentes áreas estudiadas y los sitios seleccionados se utilizó el test de  $t$  de Hutcheson (Magurran, 1988).

## RESULTADOS

### Parámetros Físicos

El mayor pH se observó en Planetario, donde alcanzó valores cercanos a 10 durante octubre y luego disminuyó

hasta alcanzar un mínimo de pH 6,5 en abril. Regatas fue la laguna con mayor acidez durante los seis meses estudiados, alcanzando valores mínimos de 5,7 durante abril. En Rosedal se observó una variación de pH similar a Planetario, alcanzando el mayor valor durante enero, con 8.5 (Tabla 1). El mismo patrón fue observado para la conductividad, siendo Regatas la laguna con los valores más

bajos y con menor variabilidad a lo largo del estudio y Planetario presentó una alta conductividad, con valores de hasta diez veces mayores que Regatas (Tabla 1). En Rosedal se registraron valores intermedios entre Regatas y Planetario, con poca variación entre los distintos meses, donde la mayor conductividad fue a lo largo del verano con valores de 1-1.25  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

*Tabla 1. Parámetros físicos medidos durante los seis meses de muestreo en cada sitio de estudio.*

*Ref: T: temperatura; C: conductividad.*

| <b>Regatas</b>    | <b>T (°C, <math>\pm 0,1</math>)</b> | <b>C (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>, <math>\pm 0,01</math>)</b> | <b>pH (<math>\pm 0,1</math>)</b> |
|-------------------|-------------------------------------|--|----------------------------------|
| 14/10/2010        | 20                                  | 0,15   | 7,6                              |
| 11/11/2010        | 22,4                                | 0,16   | 8,5                              |
| 29/12/2010        | 30,8                                | 0,13   | 6,29                             |
| 12/01/2011        | 27,4                                | 0,15   | 7,1                              |
| 03/02/2011        | 31,1                                | 0,12   | 7,3                              |
| 22/03/2011        | 25,3                                | 0,12   | 6                                |
| 21/04/2011        | 19,1                                | 0,12   | 5,7                              |
| <b>Planetario</b> | <b>T (°C, <math>\pm 0,1</math>)</b> | <b>C (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>, <math>\pm 0,01</math>)</b> | <b>pH (<math>\pm 0,1</math>)</b> |
| 14/10/2010        | 21,3                                | 1,2  | 10,1                             |
| 18/11/2010        | 24,7                                | 1,77   | 8,3                              |
| 29/12/2010        | 29,2                                | 1,95   | 9,3                              |
| 12/01/2011        | 30,2                                | 2,46   | 8,1                              |
| 03/02/2011        | 26,1                                | 2,31   | 7,8                              |
| 22/03/2011        | 24,5                                | 1,89   | 8,5                              |
| 21/04/2011        | 18,4                                | 1,75   | 6,5                              |
| <b>Rosedal</b>    | <b>T (°C, <math>\pm 0,1</math>)</b> | <b>C (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>, <math>\pm 0,01</math>)</b> | <b>pH (<math>\pm 0,1</math>)</b> |
| 14/10/2010        | 20                                  | 0,63   | 8,5                              |
| 18/11/2010        | 24,3                                | 0,95   | 8,3                              |
| 29/12/2010        | 30,2                                | 1,3  | 8,86                             |
| 12/01/2011        | 30,2                                | 1,32   | 8,7                              |
| 03/02/2011        | 28,4                                | 1,25   | 7,5                              |
| 22/03/2011        | 23,3                                | 1,28   | 7,7                              |
| 21/04/2011        | 18,1                                | 1,16   | 6,7                              |

La temperatura presentó una variación mensual semejante en los tres sitios de estudio y consistente a la época de muestreo (primavera-verano). Los registros más altos de temperatura se observaron entre los meses de enero y febrero (31°C) mientras que en abril se registró la temperatura más baja, correspondiente a 18°C, (Tabla 1) para las tres lagunas.

En la Tabla 2 se presenta el listado de especies relevadas en cada ambiente. En los tres sitios de estudio se encontraron las mismas especies de testudines (*Phrynops hilarii*, *Trachemys scripta elegans* y *Trachemys venusta*). Vale destacar que las dos últimas son especies introducidas, fueron observadas en troncos y a orillas de las lagunas y fueron incidentalmente capturadas con caña. Se detalla a continuación los resultados obtenidos por ambiente.

## Regatas

De las tres áreas estudiadas, este ambiente obtuvo la mayor riqueza específica, registrándose 38 especies representantes de veinte familias de vertebrados acuáticos. De estas especies, el 45% correspondieron a peces, el 45% a aves, el 8% a reptiles y el 2% a mamíferos (compuesto por una única especie, *Myocastor coipo*).

En cuanto a la diversidad de peces éste fue el sitio con mayor número de especies (17 especies y 10 familias representadas), alcanzando el máximo valor de H (1,58) durante el mes de enero. Se registraron 5 especies de peces exclusivas de este sitio: *Prochilodus lineatus* (PROCHILODONTIDAE), *Bryconamericus iberingii* (CHARACIDAE), *Hoplias malabaricus* (ERYTHRINIDAE), *Rhamdia quelen* (HEPTAPTERIDAE) y *Synbranchus marmoratus* (SYNBRANCHIDAE).

Tabla 2. Especies presentes en el área de estudio. Ref.: \* especie introducida.

| Especie                                      | Regatas | Rosedal | Planetario |
|--|---------|---------|------------|
| <b>PECES</b>                                 |         |         |            |
| <b>CHARACIFORMES</b>                         |         |         |            |
| <b>PROCHILODONTIDAE</b>                      |         |         |            |
| <i>Prochilodus lineatus</i> (sábalo)         | X       |         |            |
| <b>CHARACIDAE</b>                            |         |         |            |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i> (dientudo)       | X       | X       |            |
| <i>Cheirodon interruptus</i> (mojarra)       | X       |         | X          |
| <i>Bryconamericus iberingii</i> (mojarra)    | X       |         |            |
| <b>ERYTHRINIDAE</b>                          |         |         |            |
| <i>Hoplias malabaricus</i> (tararira)        | X       |         |            |
| <b>SILURIFORMES</b>                          |         |         |            |
| <b>LORICARIIDAE</b>                          |         |         |            |
| <i>Hypostomus commersoni</i> (vieja de agua) | X       |         | X          |

|  |   |   |   |
|--|---|---|---|
| <b>HEPTAPTERIDAE</b>                               |   |   |   |
| <i>Rhamdia quelen</i> (bagre sapo)                 | X |   |   |
| <b>PIMELODIDAE</b>                                 |   |   |   |
| <i>Pimelodus albicans</i> (bagre blanco)           | X | X |   |
| <i>Pimelodus maculatus</i> (bagre amarillo)        | X | X | X |
| <b>CYPRINIFORMES</b>                               |   |   |   |
| <b>CYPRINIDAE</b>                                  |   |   |   |
| <i>Cyprinus carpio carpio*</i> (carpa)             | X |   | X |
| <b>CYPRINODONTIFORMES</b>                          |   |   |   |
| <b>POECILIDAE</b>                                  |   |   |   |
| <i>Cnesterodon decemmaculatus</i> (madrecita)      | X | X | X |
| <i>Gambusia affinis*</i> (gambusia)                | X | X | X |
| <b>ANABLEPIDAE</b>                                 |   |   |   |
| <i>Jenynsia multidentata</i> (madre del agua)      | X |   | X |
| <b>SYNBRANCHIFORMES</b>                            |   |   |   |
| <b>SYNBRANCHIDAE</b>                               |   |   |   |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> (anguila criolla)    | X |   |   |
| <b>PERCIFORMES</b>                                 |   |   |   |
| <b>CICHLIDAE</b>                                   |   |   |   |
| <i>Australoheros facetus</i> (chanchita)           | X | X | X |
| <i>Gymnogeophagus meridionalis</i> (siete colores) | X | X | X |
| <i>Crenicichla scottii</i> (cabeza amarga)         | X | X |   |
| <b>AVES</b>  |   |   |   |
| <b>PODICIPEDIFORMES</b>                            |   |   |   |
| <b>PODICIPEDIDAE</b>                               |   |   |   |
| <i>Podiceps rolland</i> (macá común)               | X | X |   |
| <i>Podilymbus podiceps</i> (macá pico grueso)      | X |   |   |
| <i>Podiceps major</i> (macá grande)                | X |   |   |
| <b>PELECANIFORMES</b>                              |   |   |   |
| <b>PHALACROCORACIDAE</b>                           |   |   |   |
| <i>Phalacrocorax olivaceus</i> (biguá)             | X | X | X |
| <b>ARDEIFORMES</b>                                 |   |   |   |
| <b>ARDEIDAE</b>                                    |   |   |   |
| <i>Ardea alba</i> (garza blanca)                   | X |   |   |
| <i>Egretta thula</i> (garcita alba)                | X |   | X |

|   |   |   |   |
|---|---|---|---|
| <i>Butorides striatus</i> ( <i>garcita azulada</i> )        |   |   | X |
| <i>Nycticorax nycticorax</i> ( <i>garza bruja</i> )         | X |   | X |
| <b>ANSERIFORMES</b>   |   |   |   |
| <b>ANATIDAE</b>   |   |   |   |
| <i>Anas georgica</i> ( <i>pato maicero</i> )                | X | X |   |
| <i>Anas platyrhynchos*</i> ( <i>pato de cuello verde</i> )  | X |   | X |
| <i>Anas platyrhynchos domesticus*</i> ( <i>pato común</i> ) | X | X | X |
| <i>Anser anser*</i> ( <i>ganso</i> )                        | X | X | X |
| <i>Cairina moschata*</i> ( <i>pato criollo</i> )            | X |   | X |
| <i>Netta peposaca</i> ( <i>pato picazo</i> )                | X |   |   |
| <b>GRUIFORMES</b>   |   |   |   |
| <b>ARAMIDAE</b>   |   |   |   |
| <i>Aramus guarauna</i> ( <i>carau</i> )                     | X |   |   |
| <b>RALLIDAE</b>   |   |   |   |
| <i>Fulica armillata</i> ( <i>gallareta chica</i> )          | X |   | X |
| <i>Fulica leucoptera</i> ( <i>gallareta ligas rojas</i> )   | X | X | X |
| <b>CORACIIFORMES</b>  |   |   |   |
| <b>ALCEDINIDAE</b>  |   |   |   |
| <i>Chloroceryle amazona</i> ( <i>martín pescador</i> )      | X |   |   |
| <b>REPTILES</b>   |   |   |   |
| <b>TESTUDINES</b>   |   |   |   |
| <b>CHELIDAE</b>   |   |   |   |
| <i>Pbrynops bilarii</i> ( <i>Cuello de serpiente</i> )      | X | X | X |
| <b>EMYDIDAE</b>   |   |   |   |
| <i>Trachemys scripta elegans*</i> ( <i>orejas rojas</i> )   | X | X | X |
| <i>Trachemys venusta*</i> ( <i>orejas amarillas</i> )       | X | X | X |
| <b>MAMIFEROS</b>  |   |   |   |
| <b>RODENTIA</b>   |   |   |   |
| <b>MYOCASTORIDAE</b>  |   |   |   |
| <i>Myocastor coipo</i> ( <i>Coipo</i> )                     | X |   |   |

De la comunidad de aves, se observaron representantes de seis familias diferentes, de las cuales seis especies fueron exclusivas de Regatas: *Podilymbus podiceps* y

*Podiceps major* (PODICIPEDIDAE), *Ardea alba* (ARDEIDAE), *Netta peposaca* (ANATIDAE), *Aramus guarauna* (ARAMIDAE) y *Chloroceryle amazona* (ALCEDINIDAE).

## Rosedal

En este sitio se observaron 17 especies de vertebrados acuáticos, siendo el 47% peces, 36 % aves y 17% reptiles y en ningún caso se registraron especies exclusivas de este ambiente. Las ocho especies de peces capturadas fueron: *Oligosarcus jenynsii* (CHARACIDAE), *Pimelodus albicans* (PIMELODIDAE), *Pimelodus maculatus* (PIMELODIDAE), *Cnesterodon decemmaculatus*, *Gambusia affinis* (POECILIDAE), *Australoheros facetus* (CICHLIDAE), *Gymnogeophagus meridionalis* (CICHLIDAE) y *Crenicichla scottii* (CICHLIDAE). Se observaron 6 especies de aves: *Podiceps rolland* (PODICIPEDIDAE), *Phalacrocorax olivaceus* (PHALACROCORACIDAE), *Anas georgica* (ANATIDAE), *Anas platyrhynchos domesticus* (ANATIDAE), *Anser anser* (ANATIDAE) y *Fulica leucoptera* (RALLIDAE).

En cuanto a la diversidad de peces en este sitio de muestreo solo se obtuvo un valor de H: 1,38 durante el mes de enero.

## Planetario

En este ambiente se hallaron 22 especies de vertebrados asociados al agua, de las cuales el 41% correspondió a peces, el 45% a aves y el 14% a reptiles.

La comunidad de peces estuvo representada por 9 especies, *Cbeirodon interruptus* (CHARACIDAE), *Hypostomus commersoni* (LORICARIIDAE), *P. maculatus* (PIMELODIDAE), *Cyprinus carpio* (CYPRINIDAE), *C. decemmaculatus* (POECILIDAE), *G. affinis* (POECILIDAE), *Jenynsia multidentata* (ANABLEPIDAE), *A. facetus* (CICHLIDAE) y *G. meridionalis* (CICHLIDAE). Respecto a la de aves, la garcita azulada, *Butorides*

**Tabla 3.** Índice de Sörensen estimado entre sitios de a pares.  
Ref: REG, Regatas; ROS, Rosedal y PLA, Planetario.

|                    | REG VS ROS       | REG VS PLA   | ROS VS PLA       |
|--------------------|------------------|--------------|------------------|
| Riqueza específica | 0,618 (alta)     | 0,7 (alta)   | 0,615 (alta)     |
| Comunidad de peces | 0,516 (moderada) | 0,562 (alta) | 0,435 (moderada) |
| Comunidad de aves  | 0,522 (moderada) | 0,667 (alta) | 0,5 (moderada)   |

**Tabla 4.** Índice de Shannon estimado en los tres sitios para los meses estudiados.

|           | ROSEDAL       | PLANETARIO    | REGATAS       |
|-----------|---------------|---------------|---------------|
| Noviembre | 0             | 0,636 ± 0,003 | 0,810 ± 0,024 |
| Diciembre | 0             | 0,660 ± 0,001 | 0             |
| Enero     | 1,386 ± 0,011 | 0,226 ± 0,006 | 1,583 ± 0,012 |
| Febrero   | 0             | 1,012 ± 0,003 | 1,427 ± 0,004 |
| Marzo     | 0             | 0,719 ± 0,006 | 0,798 ± 0,016 |
| Abril     | 0             | 0,178 ± 0,002 | 0,673 ± 0,002 |

*striatus* (ARDEIDAE), fue la única especie exclusiva de este ambiente.

El índice de biodiversidad de Sørensen se calculó entre los tres sitios, para todas las especies presentes, y para la comunidad de peces y aves por separado (Tabla 3). Los reptiles y los mamíferos no fueron tenidos en cuenta para este análisis debido a que, en el caso de los reptiles, se registraron las mismas especies en los tres sitios de estudio y en el caso de los mamíferos, presentaron una única especie y solo en Regatas. De todas formas, estas especies fueron consideradas para el cálculo de la riqueza específica.

## DISCUSIÓN

La importancia de los lagos del Parque 3 de Febrero está dada, en parte, por la gran diversidad de especies que alberga. El lago Regatas resultó el sitio con mayor diversidad de peces ( $n=17$ ), lo que representó un 10,43% de la ictiofauna registrada en el Río de la Plata ( $n=163$ ) (Callicó Fortunato, 2010). Además, este sitio albergó un 13 % de las especies de aves asociadas a cuerpos de agua registradas en la Ciudad de Buenos Aires ( $n=107$ ) (Pugnali y Chamorro, 2006).

El índice de Sørensen indicó una alta similitud entre las tres lagunas en cuanto a la riqueza específica. Sin embargo, Regatas y Planetario parecen compartir una comunidad más parecida, tanto de peces como de aves, mientras que Rosedal resultó diferente. Considerando los índices de Shannon calculados, las comunidades de peces más diversas se encontraron en Planetario y Regatas, y

con una mayor abundancia de individuos durante el mes de enero y febrero. La laguna Regatas se encuentra conectada con el Río de La Plata, lo cual podría ser una de las razones por la cual se hallaron más especies de peces. Sin embargo, en el Planetario también se registró un alto número de especies icticas. Otra posible causa de la gran diversidad de peces es la siembra indiscriminada de especies en las tres lagunas por parte del hombre.

En la actualidad, la introducción de las especies es considerada la mayor causa de pérdida de diversidad biológica luego de la destrucción de los hábitats, incluso superando a los problemas ambientales causados por la polución y las pesquerías (Schwind, 2008). En este trabajo se observó que un 20 % del total de especies encontradas en los sitios corresponden a taxones introducidos, dos peces (*C. carpio carpio* y *G. affinis*), dos reptiles (*T. scripta elegans* y *T. venusta*) y cuatro aves (*A. platyrhynchos*, *A. platyrhynchos domesticus*, *A. anser* y *C. moschata*). Varias de estas especies se encuentran actualmente distribuidas en el territorio argentino. La carpa (*C. carpio carpio*) data en nuestro territorio de principios del siglo XX. La encontramos en los embalses cordobeses, en Neuquén y en el sur de la cuenca del Plata hasta las lagunas Encadenadas. En el Río de La Plata es cada vez más frecuente, lo que hace necesario que se realicen estudios para conocer cómo afecta a la fauna local y plantear así un control efectivo. El estudio de estas especies requiere un seguimiento en el tiempo y espacio, para tener un primer acercamiento al impac-

to que tienen en el ambiente. La accesibilidad a las lagunas, permitiría el estudio de estas especies en el tiempo.

A partir de este estudio preliminar se pudo describir y diferenciar cada laguna por su fauna, ya que algunas especies fueron registradas únicamente en una laguna. Como el caso de la garcita azulada que solo se observó en Planetario. Lo mismo ocurrió en Regatas, donde seis especies de aves fueron exclusivas en este sitio. Un estudio más extenso en el tiempo permitirá, dilucidar variaciones estacionales de especies migratorias, como el caso de las aves.

Según Cifuentes (1992), en el programa de manejo integral de los recursos naturales cada sitio tiene una oferta de recursos particular. Es necesario conocer la calidad, cantidad y estado de los recursos, así como evaluar la fragilidad y vulnerabilidad de los mismos, para planear un manejo adecuado y sustentable para estas áreas. A su vez, la percepción de los ciudadanos hacia la naturaleza urbana puede influenciar significativamente el manejo de la biodiversidad a una escala regional, nacional y aún global (Leveau, 2004). Es por ello que este trabajo, así como el continuo estudio de los lagos de 3 de Febrero es de gran importancia para la protección de su biodiversidad. Sin el desarrollo de los mismos sería imposible conocer la riqueza del recurso y por lo tanto, protegerla. Por ello creemos necesario lograr el interés y la participación de los usuarios de los lagos haciéndolos protagonistas de la conservación de sus recursos y su diversidad biológica, manteniendo una interacción continua y responsable entre ambos.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Roberto Bó y a Nora Burróni por el préstamo de los equipos Hanna. Agradecemos a los revisores por su importante aporte a este artículo.

## BIBLIOGRAFÍA

- AABA.** 2010. Atlas ambiental Buenos Aires. Hidrología de Buenos Aires. Base de datos electrónica disponible en URL: <http://atlasdebuenosaires.gov.ar>.
- Callicó Fortunato, R.** 2010. Las áreas protegidas rioplatenses como herramientas para la conservación de la ictiofauna. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Cifuentes, M.** 1992. Determinación de carga turística en aéreas protegidas. Programa de manejo integrado de recursos naturales. Turrialba, Costa Rica. Informe técnico N° 194, 28 pp.
- Clergeau, P., J. Jokimäki y J. Savard.** 2001. Are urbanbird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes?. *Journal of applied ecology*, 38:1122–1134 pp.
- Eschmeyer, W.N.** (Ed.) 2008. Catalog of fishes. Base de datos electrónica disponible en URL: <http://research.calacademy.org/research/Ichthyology/catalog/fishcatsearch.html>.
- Fontanarrosa, M.S.** 2006. Dinámica de colonización en comunidades de insectos acuáticos de ambiente temporarios en la ciudad de Buenos Aires.

- Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Fontanarrosa, M.S., M.B. Collantes y A.O. Bachmann.** 2009. Seasonal patterns of the insect community structure in urban rain pools of temperate Argentina. *Journal of insect science* 9:10-18 pp.
- Froese, R. y D. Pauly.** (Ed.) 2009. Fishbase. World Wide Web electronic publication. Base de datos electrónica disponible en URL: <http://fishbase.org>.
- Informe Anual Ambiental. Ciudad de Buenos Aires. 2008. Espacio público y espacios verdes. Parte 2.
- Izaguirre, I.** 1991. Fitoplancton de distintos ambientes acuáticos continentales de la república argentina: estructura, dinámica y tipificación. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Leveau, L.M. y C.M. Leveau.** 2004. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero*. 19:13-21 pp.
- Magurran, A.E.** 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. Princeton, New Jersey. 192 pp.
- Menni, R.C.** 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales 5. Museo Argentino de Ciencias Naturales, Buenos Aires, Argentina. 316 pp.
- Munari, C. y M.S. Vigna.** 1999. Contribución al conocimiento de la fitoflora de los estanques de la Ciudad de Buenos Aires: Parque Tres de Febrero. Plaza Sicilia. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*. Museo Argentino de Ciencias Naturales, Buenos Aires, Argentina. 1: 13-22 pp.
- Nakatani, K., A.A. Agostinho, G. Baumgartner, A. Bialetzki, P. Vanderlei Sanches, M. Cavicchioli Makrakis y C.S. Pavanelli.** 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil. 378 pp.
- Narosky, T. y D. Izurieta.** 2003. Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Vazquez Mazzini editores, Buenos Aires, 345 pp.
- Pugnali, G. y P. Chamorro.** 2006. Lista de aves de la reserva ecológica Costanera Sur. Asociación Ornitológica del Plata, aves argentinas. Buenos Aires, Argentina.
- Ringuelet, R., R. Aramburu y A. De Aramburu.** 1967. Los peces de agua dulce. Comisión de investigación científica, provincia de Buenos Aires. 602 pp.
- Rueda-Almonacid, J.V., J.L. Carr, R.A. Mittermeier, J.V. Rodríguez-Machecha, R.B. Mast, R.C. Vogt, A.G. Rhodin, J. De La Ossa - Velásquez, J.N. Rueda y C.G. Mittermeier.** 2007. Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del trópico. Serie de guías tropicales de campo n°6. Conservación internacional. Editorial panamericana, formas e impresos. Bogotá, Colombia. 538 pp.
- Schnack, J.A., F.O. De Francesco, U.R. Colado, M.L. Novoa, M.L. y E.J. Schnack.** 2000. Humedales an-

trópicos: su contribución para la conservación de la biodiversidad en los dominios subtropicales y pampásicos de la Argentina. *Ecología Austral*, 10: 63-80 pp.

- Squeo, F.A, L. Cavieres, G. Arancio, J.E. Novoa, O. Matthei, C. Marticorena, R. Rodríguez, M.T. Arroyo y M. Muñoz.** 1998. Biodiversidad de la flora vascular en la región de Antofagasta, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 71: 571-591 pp.
- Schwind, E.** 2008. Atlas de Sensibilidad Ambiental de la Costa y el Mar Argentino. Especies introducidas. Editor Demetrio Boltovskoy. 1-17 pp.
- Zelaya, D. G. y J.H. Pérez.** 1998. Observando aves en los bosques y lagos de Palermo. Ciudad de Buenos Aires. Athene Ediciones, Buenos Aires, 32 pp.



## CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS Y ESTRUCTURA DE LA ICTIOFAUNA DE UNA LAGUNA ASOCIADA AL RÍO QUINTO (CÓRDOBA, ARGENTINA).

M. Mancini, G. Morra y V. Salinas

Ecología y Acuicultura. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto, Ruta 36 km 601. Río Cuarto. CP 5800. Córdoba (Argentina).  
[mmancini@ayv.unrc.edu.ar](mailto:mmancini@ayv.unrc.edu.ar)

**ABSTRACT.** The Quinto river (Popopis) originates in San Luis province and connects by channels to numerous pampean shallow lakes. In the southern region of province of Córdoba, these wetlands provide different ecological services, many of which are linked to fish fauna. However there is little literature base in this regard. In march 2010, water quality and ichthyofauna structure of Onagoity shallow lake (34°46'25" S, 63°38'37" W, 190 ha) were evaluated. The water was oligohaline (2.30 mg/L), very hard (314 ppm CaCO<sub>3</sub>) and sulfate-chloride-sodium type. The relationship Ca+Mg/Na+K was 0.23. The average values of pH, temperature, dissolved oxygen and transparency (Secchi disk) were 8.84, 23.5 °C, 9.7 mg/L and 0.33 m respectively. In connection to the ichthyofauna, 13 species were captured belonging to 5 orders and 9 families: *Odontesthes bonariensis*, *Cyprinus carpio*, *Jenynsia multidentata*, *Cyphocharax voga*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Bryconamericus iberingii*, *Oligosarcus jenynsii*, *Cbeirodon interruptus*, *Hoplias malabaricus*, *Corydoras paleatus*, *Loricariichthys anus*, *Pimelodus albicans* y *Rhamdia quelen*. The diversity indexes of Simpson and Shannon-Wiener were 0.84 and 3.04 bits respectively and Pielou equity was 0.82. Considering all of the fishing gear used, silverside *O. bonariensis* was the most abundant species in number (31.0%), with a length-weight relationship:  $W = 0.578 E^{-.06} * StL^{3.149}$  (n = 92, R<sup>2</sup> = 0.99, 95% CI of b = 3.11 to 3.18) and catch per unit effort (CPUE) of 26.1 kg/net/20 hours and 165 fish/net/20 hours.

**KEY WORDS:** pampean shallow lake; Quinto river; ichthyofauna; water quality; ecology.

**PALABRAS CLAVES:** lagunas pampeanas; río Quinto; ictiofauna; calidad de agua; ecología.

### INTRODUCCIÓN

Los humedales cumplen diferentes funciones y servicios ambientales, entre los que se destacan la conservación de la biodiversidad, la regulación de ciclos hidrológicos, el suministro de agua, la recreación y el esparcimiento (Degioanni *et al.*, 2003). La pesca es una de las actividades más importantes que brindan estos ambientes. Se estima que dos tercios de

los peces que se pescan comercialmente en el mundo pasan al menos una parte de su ciclo de vida en los humedales (Canevari *et al.*, 2001).

En la República Argentina, el humedal pampeano cubre una importante superficie de la planicie de las Pampas. Las lagunas pampeanas son lagos de llanura muy poco profundos y con diferentes características del agua, naturalmente eutróficos, sin ciclo tér-

mico ni estratificación persistente y con una biodiversidad claramente distintiva (Ringuelet *et al.*, 1967a; Canevari *et al.*, 2001; Quirós *et al.*, 2002; Grosman, 2008). En el marco de esta biodiversidad, la ictiofauna se explota con fines recreativos, comerciales y turísticos. Esto repercute en el movimiento económico que genera, a la vez que permite la cosecha de proteína de excelente calidad, en donde la especie *target* es el pejerrey *Odontesthes bonariensis* (López *et al.*, 2001; Mancini y Grosman, 2008).

La región centro-sur de la provincia de Córdoba, posee una gran cantidad lagunas, las cuales difieren en su génesis y composición química del agua. Algunos ambientes ocupan cubetas de deflación de médanos que al llegar a la freática se transforman en lagunas permanentes. Otros, en cambio, están interconectados por canalizaciones antrópicas, situaciones que implican diferente tipología de agua y diversidad de peces (Cantú y Degiovanni, 1987; Cantero *et al.*, 1998; Rodríguez *et al.*, 2000; Nicola *et al.*, 2007). En este sentido, la construcción de canales ha permitido en los últimos años la conexión de una serie de lagunas pertenecientes a la cuenca del río Quinto (Popopis). No obstante, los estudios referidos a la ictiofauna que presentan las mismas son escasos (Gómez y Toresani, 1998) y en particular para la provincia de Córdoba no han sido actualizados. El objetivo del presente trabajo fue evaluar las principales características físico-químicas del agua y la estructura de la ictiofauna de una laguna asociada al río Quinto.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Zona de Estudio

El presente trabajo se realizó en la laguna de Onagoity (34°46'25"S, 63°38'37"W, 190 ha), limnótopo contiguo a la localidad homónima y asociado al río Quinto (Popopis), ubicado en el departamento General Roca, sur de la provincia de Córdoba, Argentina (Figura 1). El río Quinto se origina en la provincia de San Luis, luego en Córdoba atraviesa los bañados de La Amarga y se divide en dos brazos: uno norte que deriva sus aguas hacia la laguna El Siete y uno sur, que forma una cadena de lagunas (Kraus *et al.*, 1999), entre las cuales se encuentra la de Onagoity.

Dentro de los humedales de América del Sur, más precisamente los ubicados en la región de Las Pampas, la laguna se ubica en la zona de cuencas Noroccidentales, la cual si bien presenta límites imprecisos incluiría también a los bañados de la Amarga (Gómez y Toresani, 1998). Dentro de las regiones fitogeográficas, la laguna se asienta en la llanura pampeana, con valores de temperaturas medias de 10 y 24 °C para invierno y verano respectivamente, con heladas en la estación fría y amplitudes térmicas superiores a los 45 °C (Demaio y Medina, 1999). Según Cantero *et al.* (1998), la laguna se inserta en la unidad de llanura medanosa, más precisamente en la subunidad ambiental de lagunas interconectadas del sudeste de Córdoba. De acuerdo a la vegetación presente en el sur de esta provincia, la cual es rica en especies halófitas, Kraus *et al.* (1999) ubican a la laguna en la región geomorfológica de llanuras mal drenadas.

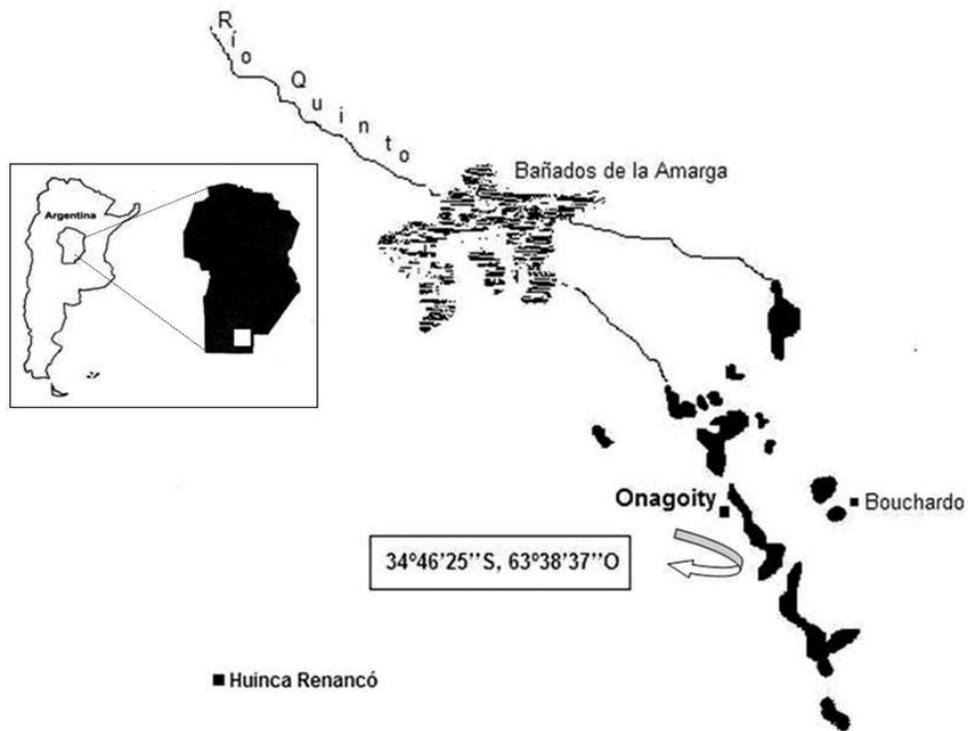


Figura 1. Localización geográfica de la laguna de Onagoity (provincia de Córdoba, Argentina).

### Calidad de agua, captura y análisis de la ictiofauna

El estudio se realizó en marzo de 2010. En 5 sitios de muestreos se analizó *in situ* la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto (oxi-pHmetro digital) y la transparencia del agua (disco de Secchi). Además se extrajo una muestra de agua del centro de la laguna para su posterior análisis de laboratorio, que incluyó sólidos disueltos, cationes, aniones, alcalinidad, dureza y concentración de arsénico, la misma fue tomada, transportada y analizada conforme a las recomendaciones detalladas en APHA (1992). Para clasificar a la laguna como "clara" o "turbia" se utilizó el cociente entre la profundidad

media de la laguna ( $Z_m$ ) y la profundidad de la zona fótica ( $Z_f$ ), de acuerdo a Quirós *et al.* (2002).

Los peces fueron capturados por medio de artes de pesca activos (dos redes de arrastre litoral de diferente luz de malla), pasivos (trampa tipo garlito y dos redes de enmalle de 68 y 35 m de longitud que comprendieron 15, 19, 21, 25, 30, 33, 38 y 40 mm de luz de malla). Se emplearon además aparejos de pesca: dos espineles de fondo y medio flote con 9 anzuelos cada uno, de abertura inferior comprendida entre 12 y 20 mm y una línea de mano. Las redes de arrastre se utilizaron al atardecer. Las redes de enmalle se calaron en el centro de la laguna a las 20 horas y se recogieron al amanecer. La trampa se co-

locó en la zona litoral próxima al juncal y perpendicular a la línea de la costa, se utilizó desde las 16,30 horas hasta las 9 horas. Para la identificación y confirmación de las especies se siguieron claves específicas (Ringuelet *et al.*, 1967b; Reis y Pereira, 2000; Rosso, 2006; Covain y Fisch-Muller, 2007; Haro y Bistoni, 2007). Los ejemplares de las diferentes especies se pesaron por grupos con una balanza analítica. Por su parte, en 92 pejerreyes se registró el peso húmedo (balanza digital con precisión de 0,1 g) y la longitud estándar (LEst) mediante un ictiómetro.

A través de la riqueza específica y de la equitabilidad se calculó la diversidad alfa mediante el índice de Shannon-Wiener:  $H = - \sum (p_i) (\log_2 p_i)$ , donde  $p_i$  es la proporción del total de la muestra que corresponde a la especie  $i$  (Krebs, 1995). Se utilizaron además los siguientes índices: índice de uniformidad (equidad de Pielou):  $E = H / \log_2 S$ , donde  $S$  es el número de las especies de la muestra; índice de Simpson:  $S = 1 - \sum (p_i)^2$  e índice de Margalef,  $D = S - 1 / \log_2(n)$  (Odum, 1998; Moreno, 2001). Como las especies presentaron amplias diferencias de longitud, el índice de Shannon también se calculó con datos de biomasa (Dajoz, 2002). Previa transformación logarítmica de los datos, una prueba  $T$  de una muestra se utilizó para comprobar si existieron diferencias significativas entre la riqueza de la ictiofauna de la laguna de Onagoity respecto al promedio de 37 lagunas del centro de Argentina, según datos de López *et al.* (2001) y de Mancini y Grosman (2008).

Para ampliar el conocimiento sobre la biología y crecimiento de *O. bonariensis*,

se calcularon las relaciones LEst - peso,  $P = a * L^b$ , donde  $a$  es el intercepto y  $b$  la pendiente del análisis de regresión previa transformación logarítmica de acuerdo al modelo  $\log P = \log a + b \log L$  (Froese, 2006). Una prueba  $t$ -Student de  $b$  ( $H_0: b = 3$ ;  $\alpha = 0,05$ ; g.l. =  $n-2$ ) (Zar, 1996), se utilizó para establecer si el crecimiento de la especie es de tipo isométrico o alométrico. Se calculó además el peso relativo ( $P_r$ ) según Colautti *et al.* (2006). Por último se determinó la captura por unidad de esfuerzo de pejerrey ( $CPUE_p$ ) y del total de especies presentes ( $CPUE_t$ ). Una prueba  $T$  de una muestra se utilizó para comprobar si existieron diferencias significativas entre la  $CPUE_p$  de la laguna de Onagoity respecto al promedio de 40 lagunas del centro de Argentina.

## RESULTADOS

En la Tabla I se detallan los resultados de las características físico-químicas del agua y las variables analizadas *in situ*. El agua fue sulfatada-clorurada-sódica, con una concentración de sales de 2,30 g/L y una dureza de 314 ppm  $CO_3Ca$ . La concentración de oxígeno exhibió una sobresaturación del 123 %. La relación entre cationes divalentes y monovalentes fue de 0,23. Los valores promedios de pH, temperatura, oxígeno disuelto y transparencia (Secchi) fueron de 8,84, 23,5 °C, 9,7 mg/L y 0,33 m respectivamente.

En relación a la ictiofauna, se capturaron 1603 ejemplares de 13 especies pertenecientes a 5 órdenes y 9 familias (Tabla 2). La riqueza de la fauna íctica de la laguna de Onagoity fue significativamente mayor con respecto al promedio

**Tabla 1.** Características físico-químicas del agua de la laguna de Onagoity. \*: Valores promedio y desvíos estándar ( $\pm$  D.E) de las variables analizadas in situ (n=5).

| Determinación     | Unidad                 | Valor              |
|-------------------|------------------------|--------------------|
| Carbonato         | mg/L                   | 17,0               |
| Bicarbonato       | mg/L                   | 282,5              |
| Sulfato           | mg/L                   | 779,7              |
| Cloruro           | mg/L                   | 497,1              |
| Sodio             | mg/L                   | 601,6              |
| Potasio           | mg/L                   | 21,4               |
| Calcio            | mg/L                   | 64,0               |
| Magnesio          | mg/L                   | 37,6               |
| Fluoruros         | mg/L                   | 1,3                |
| Arsénico          | ug/L                   | 80                 |
| Dureza total      | ppm CO <sub>3</sub> Ca | 314                |
| Alcalinidad       | ppm CO <sub>3</sub> Ca | 254                |
| Conductividad     | uS/cm                  | 3000               |
| Sólidos disueltos | mg/L                   | 2303               |
| Nitrato           | mg/L                   | 1,0                |
| Nitrito           | mg/L                   | 0,0                |
| pH*               |                        | 8,84 ( $\pm$ 0,07) |
| Temperatura*      | °C                     | 23,5 ( $\pm$ 0,54) |
| Oxígeno disuelto* | mg/L                   | 9,7 ( $\pm$ 0,32)  |
| Secchi*           | m                      | 0,33 ( $\pm$ 0,09) |

**Tabla 2.** Especies ícticas capturadas, abundancia y biomasa relativa de la laguna de Onagoity.

| Orden / Familia / Especie                           | Nombre vulgar | Biomasa Relativa (%) | Abundancia Relativa (%) |
|---|---------------|----------------------|-------------------------|
| Orden Atheriformes                                  |               |                      |                         |
| Familia Atherinopsidae                              |               |                      |                         |
| <i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835) | Pejerrey      | 33,23                | 31,00                   |
| Orden Cypriniformes                                 |               |                      |                         |
| Familia Cyprinidae                                  |               |                      |                         |
| <i>Cyprinus carpio</i> (Linné, 1758)                | Carpa         | 11,07                | 7,30                    |
| Orden Cyprinodontiformes                            |               |                      |                         |
| Familia Anablepidae                                 |               |                      |                         |
| <i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)         | Madrecita     | 0,04                 | 1,31                    |

de 37 lagunas de la región central de Argentina ( $t = -5,60$ ,  $P < 0,01$ , g.L = 36, IC 95% = -0,38 / -0,17). Los índices de diversidad de Simpson y Shannon-Wiener fueron 0,84 y 3,06 bits respectivamente, la equidad (Pielou) fue de 0,83. Al considerar la biomasa para el cálculo del índice de Shannon, el resultado fue inferior en relación al obtenido con la numerosidad (Tabla 3).

**Tabla 3.** Riqueza y diversidad de la ictiofauna de la laguna de Onagoity \*: en términos de biomasa.

| Referencia          | Resultado |
|---------------------|-----------|
| Riqueza específica  | 13        |
| Equidad             | 0,75      |
| Índice de Margalef  | 3,75      |
| Especies efectivas  | 5,29      |
| Índice de Shannon   | 3,06      |
| Índice de Simpson   | 0,84      |
| Índice de Shannon * | 2,76      |

La red de arrastre fue el arte de pesca más efectivo en cantidad de especies y de ejemplares capturados. Mediante la utilización de la red de enmalle, en cambio,

|   |                |       |       |
|---|----------------|-------|-------|
| Orden Characiformes                               |                |       |       |
| Familia Curimatidae                               |                |       |       |
| <i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1870)            | Sabalito       | 12,74 | 8,48  |
| Familia Characidae                                |                |       |       |
| <i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)       | Mojarra        | 0,89  | 6,74  |
| <i>Bryconamericus iberingii</i> (Boulenger, 1887) | Mojarra        | 1,35  | 15,35 |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)       | Dientudo       | 6,73  | 3,93  |
| <i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)       | Mojarrita      | 0,55  | 11,35 |
| Familia Erythrinidae                              |                |       |       |
| <i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)          | Tararira       | 18,05 | 3,24  |
| Orden Siluriformes                                |                |       |       |
| Familia Callichthyidae                            |                |       |       |
| <i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)          | Limpiafondo    | 0,20  | 8,17  |
| Familia Loricariidae                              |                |       |       |
| <i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1840)  | Vieja del agua | 2,16  | 1,00  |
| Familia Pimelodidae                               |                |       |       |
| <i>Pimelodus albicans</i> (Valenciennes, 1840)    | Moncholo       | 2,08  | 1,25  |
| <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy y Gaimard, 1824)      | Bagre negro    | 10,91 | 0,87  |

se lograron capturar 9 especies; por su parte, 11 especies pudieron capturarse con la trampa tipo garlito y 3 especies con los aparejos (Figura 2). Al considerar todos los artes de pesca utilizados, el pejerrey *O. bonariensis* fue la especie más abundante con respecto a la numerosidad (31,0%) y biomasa (33,2%) del total de los peces capturados (Tabla 2). En la Tabla 4 se pueden observar los valores extremos de la LEst, peso y  $P_r$  de los pejerreyes capturados. Esta especie arrojó una relación longitud-peso de tipo alométrico:  $P=0,578E^{-06} * LEst^{3,149}$  ( $n=92$ ,  $R^2=0,99$ , IC 95% de  $b=3,11-3,18$ ). La captura por unidad de esfuerzo de esta especie ( $CPUE_p$ ) fue de 26,1 kg y 165 pe-

ces/red/20 horas, mientras que la  $CPUE_t$  fue de 42,0 kg y 272 peces/red/20 horas. La  $CPUE_p$  no arrojó diferencias significativas con el valor medio de 32,1 kg/red/20 horas correspondiente a 40 lagunas pampeanas ( $t=0,90$ ,  $P=0,36$ ,  $g.L=39$ , IC 95% = -7,5 / 19,8).

**Tabla 4.** Registros de longitud estándar (LEst), peso y peso relativo ( $P_r$ ) de *O. bonariensis* de la laguna de Onagoity.

|                 | LEst (mm) | Peso (g) | $P_r$ |
|-----------------|-----------|----------|-------|
| Mínimo          | 61        | 2,6      | 87,9  |
| Promedio        | 201,2     | 163,1    | 100,8 |
| Máximo          | 383       | 915,8    | 122,9 |
| Desvío estándar | 79,5      | 182,4    | 7,4   |

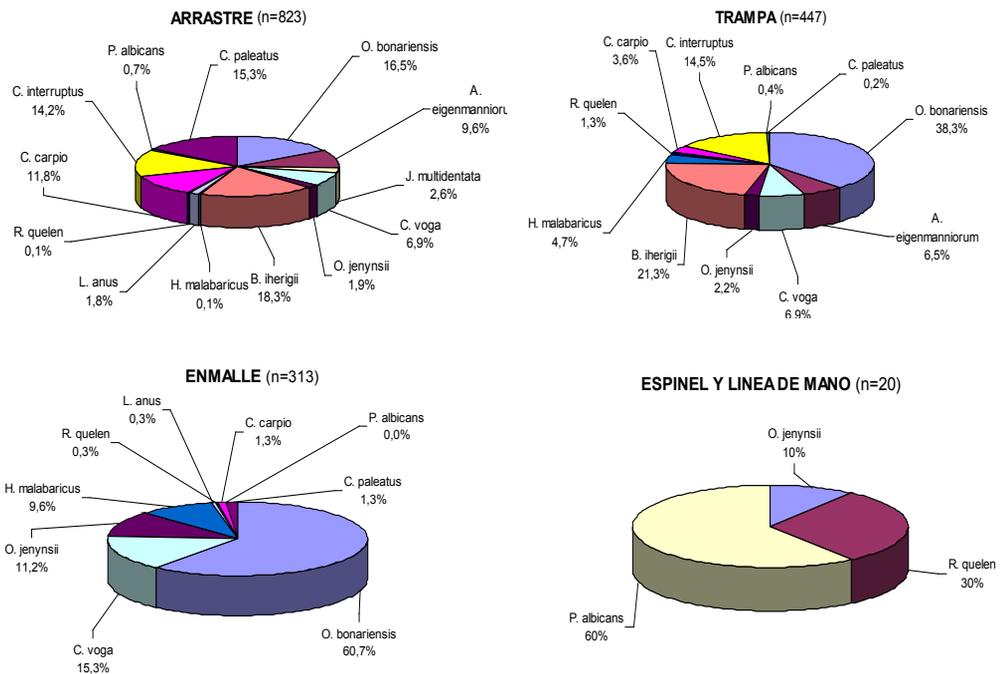


Figura 2. Abundancia relativa de las capturas de la ictiofauna de la laguna de Onagoity, diferenciada por arte de pesca.

## DISCUSIÓN

La composición hidroquímica de las lagunas pampeanas de Argentina y en particular de las ubicadas en el sur de la provincia de Córdoba, presenta marcadas diferencias (Rodríguez *et al.*, 2000; Nicola *et al.*, 2007; Mancini y Grosman, 2008). Según lo establecido por Conzonno (2009), los resultados obtenidos permitieron clasificar al agua como oligohalina y muy dura. En la actualidad, la laguna de Onagoity posee similares características del agua en comparación con registros anteriores (Mancini *et al.*, 2009a). Los valores de pH, la relación entre cationes divalentes/monovalentes y el cuadro hidroquímico general, se enmarcan dentro del rango de valores

típicos de las lagunas pampeanas (Ringuelet *et al.*, 1967a). La concentración de arsénico es propia de la región estudiada (Cantero *et al.*, 1998; Nicola *et al.*, 2007), y no parece afectar a la ictiofauna. De acuerdo a lo establecido por Quirós *et al.* (2002), la laguna se clasifica como turbia.

El relieve de la laguna y la presencia de espacios sin vegetación litoral, permitieron que la red de arrastre resultara muy efectiva para la captura de peces. Con este arte se capturó el total de especies si se consideran todos los artes y aparejos de pesca. Por su parte, la utilización de la trampa tipo garlito, de la cual no existían antecedentes de su utilización en las lagunas de Córdoba, también resultó muy efectiva y confirma la elevada eficiencia

que posee (Colautti, 1998). La riqueza de la ictiofauna de Onagoity se considera elevada y es superior al promedio de 37 lagunas del centro de Argentina, incluso es claramente superior a la que presentan otras lagunas del sur de Córdoba, tanto “cerradas” (Mancini y Grosman, 2004; Nicola *et al.*, 2007), como aquellas unidas por canalizaciones (Mancini y Grosman, 2001), lo cual puede asociarse a las conexiones que presenta con otros ambientes ubicados al sur de los Bañados de La Amarga. Por su parte, en épocas de grandes precipitaciones, diferentes lagunas del río Quinto también pueden tomar contacto con cuerpos de agua de la cuenca del Salado (Menni, 2004). La presencia de especies no citadas hasta el presente para ambientes asociados a la laguna de Onagoity (Bistoni *et al.*, 1996; Gómez y Menni, 2006), reforzaría esta hipótesis.

Los ejemplares del orden Characiformes fueron los más numerosos. El nicho que ocupan las especies de este orden, implica una amplio comportamiento trófico en el ecosistema estudiado (Rosso, 2006). Si bien *O. bonariensis* fue la especie más numerosa, no fue marcadamente dominante y esto se reflejó en los elevados valores de los índices de diversidad. Como las especies presentaron grandes diferencias de tamaño, el índice de diversidad de Shannon también se calculó con datos de biomasa (Dajoz, 2002). En este sentido, la diversidad fue inferior al cambiar radicalmente la representatividad de algunas especies poco abundantes pero de mayor porte como *Hoplias malabaricus*, *Cyphocharax voga*, *Cyprinus carpio* y *Rhamdia quelen*. Estas 4 especies en conjunto lo-

garon el 19,9% del total de las capturas en número, pero su biomasa representó el 52,7%. De igual forma, los *Astyanax eigenmanniorum*, *Cheirodon interruptus* y *Bryconamericus iberingii* representaron el 33,4% de la numerosidad total, pero su biomasa fue inferior al 3%.

Si bien todas las especies presentes en la laguna de Onagoity son características de las lagunas pampeanas (Rosso, 2006), resultó extraña la presencia de *Loricariichthys anus*. Esta especie ha sido reportada en una gran cantidad de lagunas, algunas de ellas asociadas a la cuenca del Salado donde es frecuente (Ringuelet *et al.*, 1967b; López *et al.*, 2003; Mancini y Grosman, 2008). No obstante, su presencia en Córdoba es nueva y también tendría relación con las conexiones antrópicas entre ambientes de la cuenca del Salado (Liotta, 2005; Haro y Bistoni, 2007; Gómez y Menni, 2006; Mancini *et al.*, 2011).

Según información recabada por lugareños, la presencia de la tararira *H. malabaricus* y del bagre blanco *Pimelodus albicans* en la laguna de Onagoity también sería relativamente reciente. Esto coincide con diversos autores (Liotta, 2005; Gómez y Menni, 2006; Haro y Bistoni, 2007), quienes no incluyeron a estas dos especies en la cuenca del río Quinto como tampoco en ambientes que preceden o que se ubican por debajo de la laguna de Onagoity, por lo que se trataría de nuevos registros para estas especies. En el tracto digestivo de *H. malabaricus*, incluso de ejemplares pequeños, se observó una importante cantidad de peces principalmente pejerreyes, que confirma la gran predación que ejerce

incluso a temprana edad (Rosso, 2006). En función del rol que posee sobre las conexiones tróficas y de su representación en términos de la biomasa total de peces, nuevos estudios deberían considerarse en el futuro.

La captura por unidad de esfuerzo de *O. bonariensis* está dentro de los valores medios de capturas logradas en otras lagunas con idéntica metodología (Mancini y Grosman, 2008). Si bien la elevada diversidad de la ictiofauna no condice con una alta producción de pejerrey, la caracterización turbia de la laguna contribuye a contrarrestar dicha situación (Quirós *et al.*, 2002). La relación longitud – peso y el peso relativo reflejan una buena condición corporal de esta especie, coinciden con lo expuesto y presenta coherencia con datos de abundancia de zooplancton que registra este limnótopo (Mancini *et al.*, 2009a).

Si bien los humedales como las lagunas pampeanas de Argentina fueron históricamente subvalorados, se reconoce actualmente que cumplen importantes funciones ecosistémicas de regulación, hábitat, producción e información, las cuales satisfacen de manera directa e indirecta diferentes necesidades humanas (Degioanni *et al.*, 2003). Solo en la subunidad ambiental de lagunas interconectadas, ubicada en la porción sud-este de Córdoba, existen 32 lagunas que en conjunto con las zonas de bañados ocupan alrededor de 18.000 ha (Cantero *et al.*, 1998). Además del potencial pesquero productivo de algunos limnótotos (Mancini *et al.*, 2009b), de la extracción de una importante cantidad de proteína de origen animal a través de la pes-

ca recreativa y actualmente comercial y de otros numerosos servicios ecológicos que brindan, se confirma con este trabajo que las lagunas pampeanas ubicadas en sur de Córdoba también cumplen un rol importante en la conservación de la biodiversidad, a pesar de las importantes agresiones de origen antrópico a las que están sujetas.

## AGRADECIMIENTOS

A los propietarios del Establecimiento "El 13" por su amabilidad y colaboración durante los trabajos de campo. Al Dr. José G. Haro. Este estudio fue financiado parcialmente por la la SECyT de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

## BIBLIOGRAFÍA

- APHA.** 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18<sup>th</sup> Ed. American Public Health Association, Washington. 1134 pp.
- Bistoni, M., J.G. Haro y M. Gutiérrez.** 1996. Ictiofauna del río Quinto (Poppis) en la provincia de Córdoba (Argentina). Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral 27(1): 43-48.
- Canevari P., I. Davison, D. Blanco, G. Castro y E. Bucher.** 2001. Wetlands of South America. An agenda for biodiversity conservation and polices development. Wetlands International. The Netherlands. 51 pp.

- Cantero A., M. Cantú, J. Cisneros, J. Cantero, M. Blarasin, A. Degioanni, J. González, J. De Prada, H. Gil, C. Pereira, M. Geymonat y M. Cholaky. 1998. Las tierras y aguas del sur de Córdoba. Propuestas para un manejo sustentable. Ed. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina. 119 pp.
- Cantú, M. y S. Degioanni. 1987. Génesis de los sistemas lagunares del centro – sur de Córdoba, República Argentina. Actas X Congreso Geológico Argentino. San Miguel de Tucumán, p. 289-292.
- Colautti, D. 1998. Sobre la utilización de trampas para peces en las lagunas pampásicas. Revista de Ictiología 6(1-2): 17-23.
- Colautti, D., M. Remes Lenicov y G. Berasain. 2006. A standard weight equation to assess the body condition of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Symposium Biology and Culture of Silverside. Biocell 30(1): 131-135.
- Conzonno, V. 2009. Limnología Química. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata. La Plata, 222 pp.
- Covain, R. y S. Fisch-Muller. 2007. The genera of the Neotropical armored catfish subfamily Loricariinae (Siluriformes: Loricariidae): a practical key and synopsis. Zootaxa 1462: 1-40.
- Dajoz, R. 2002. Tratado de Ecología. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, 600 pp.
- Degioanni, A., J. De Prada, J. Cisneros y A. Cantero. 2003. Inventario y evolución de humedales continentales en el sur de Córdoba (Argentina). Gestión Ambiental 10: 27-41.
- Demaió, P. y M. Medina. 1999. Ecosistemas de la provincia de Córdoba. Universidad Libre del Ambiente. Ediciones Sezo. Córdoba, 207 pp.
- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. Journal of Applied Ichthyology 22: 241-253.
- Gómez S. y N. Toresani. 1998. Las Pampas. En: Evaluación de los humedales de América del Sur (Pag. 97-113) P. Canevari, D. Blanco, E. Bucher, G. Castro y I. Davison (eds.). Wetlands International, Publ 46. Buenos Aires, 208 pp.
- Gómez S. y R. Menni. 2006. Cambio ambiental y desplazamiento de la ictiofauna en el oeste de la Pampasia (Argentina central). Biología Acuática 22: 151-156.
- Grosman, F. 2008. Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana. F. Grosman (comp.). Universidad del Centro de la provincia de Buenos Aires. Tandil, 174 pp.
- Haro, J.G. y M. Bistoni. 2007. Peces de Córdoba. Editorial de la Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, 266 pp.
- Kraus, T., C. Bianco y C. Núñez (Eds.). 1999. Los ambientes naturales del sur de la provincia de Córdoba. Editorial de la Fundación Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, 112 pp.
- Krebs, C. 1995. Ecología. Estudio de la distribución y abundancia. Metropolitana Ediciones, México, 754 pp.
- Liotta, J. 2005. Distribución geográfica de los peces de aguas continentales

- de la República Argentina. ProBiotA, FCNyM, Universidad Nacional de La Plata. Serie Documentos N° 3. La Plata, 653 pp.
- López, H., C. Baigún, J. Iwaszkiw, R. Delfino y O. Padin. 2001. La cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Ed. de la Universidad de La Plata. La Plata, 76 pp.
- López, H., A. Miquelarena y R. Menzi. 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. ProBiotA, Serie Técnica y Didáctica N° 5. La Plata, 88 pp.
- Mancini, M., y F. Grosman. 2001. Efecto de la pesca deportiva sobre una población de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Capítulo XIV. En: Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Ed. Astyanax, Azul: 105-112.
- Mancini, M. y F. Grosman. 2004. Estructura y funcionamiento de la pesquería recreacional del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en la laguna de Suco, Córdoba, Argentina. Revista *AQUATIC* 20: 20-31
- Mancini, M. y F. Grosman. 2008. El pejerrey de las lagunas pampeanas. Análisis de casos tendientes a una gestión integral de las pesquerías. Ed. Universidad Nacional de Río Cuarto y Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires. Río Cuarto, 445 pp.
- Mancini, M., G. Morra, A. Bethular, V. Salinas y J.G. Haro. 2009a. Limnological aspects and ichthyofauna in a Pampean shallow lake of the Río Quinto system (Cordoba, Argentina). *Biocell* 33(3): 250.
- Mancini, M., I. Nicola, V. Salinas y C. Bucco. 2009b. Biología del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atherinopsidae) de la laguna Los Charos (Córdoba, Argentina). *Revista Peruana de Biología* 15(2): 65-71.
- Mancini, M., G. Morra, V. Salinas y J.G. Haro. 2011. Primer registro de *Loricariichthys anus* (Siluriformes, Loricariidae) para la provincia de Córdoba (Argentina) y algunos aspectos de su biología. *Boletín Sociedad Zoológica del Uruguay*. 20:22-27.
- Menni, R., 2004. Peces y ambientes en la Argentina Continental. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales n° 5. Estudio Sigma, Buenos Aires, 316 pp.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M6T-Manuales y Tesis SEA. Vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Nicola, I., M. Mancini, V. Salinas, C. Bucco y C. Rodríguez. 2007. Caracterización de humedales. La laguna pampeana Los Charos (Córdoba, Argentina). *Gestión Ambiental* 13: 21-32.
- Odum, E. 1998. *Ecología. El vínculo entre las ciencias naturales y sociales*. Compañía Editorial Continental. México, 295 pp.
- Quirós R., J. Rosso, A. Renella, A. Sosnovsky y M. Boveri. 2002. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia* 27(11): 584-591.
- Reis, R. y E. Pereira. 2000. Three New Species of the Loricariid Catfish Genus *Loricariichthys* (Teleostei: Siluriformes) from Southern South America. *Copeia* 4: 1029-1047.

- Ringuelet, R., A. Salibián, E. Claverie y S. Ilhero.** 1967a. Limnología química de las lagunas pampásicas (provincia de Buenos Aires). *Physis* XXVII (74): 201-221.
- Ringuelet R., R. Arámburu y A. Alonso de Arámburu.** 1967b. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigación Científica. La Plata, 602 pp.
- Rodríguez, C., M. Mancini, C. Prospero, A. Weyers y G. Alcantú.** 2000. Hidrobiología del sistema lagunar La Salada - La Brava (Córdoba), Argentina. *Natura Neotropicalis* 31(1-2): 1-9.
- Rosso, J.** 2006. Peces pampeanos. Guía y ecología. L.O.L.A., Literature of Latin America. Buenos Aires, 221 pp.

## LAGOS URBANOS: IMPORTANCIA, DINAMISMO Y MULTIPLICIDAD DE USOS. EL CASO DEL LAGO VILLA DALCAR (CÓRDOBA, ARGENTINA)

M. Mancini<sup>1</sup>, S. Crichigno<sup>2</sup>, M. Ortiz<sup>1</sup> y J. G. Haro<sup>3</sup>

1. Ecología y Acuicultura. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba, Argentina.
2. Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) – Universidad Nacional del Comahue.
3. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.  
*mmancini@ayv.unrc.edu.ar*

**ABSTRACT.** Urban lakes are environments with structural and functional features quite different from common lakes. This study aims to present the main results related to the environmental status of Villa Dalcár lake (33°06'25"S, 64°22'31"W, 7 ha), located in the city of Río Cuarto (Córdoba). In this lake, diverse activities as swimming, boating (including motorboat competitions), recreational and for human consumption fishing, removal of bait fish, research and teaching are usually performed. The lake also provides habitat for at least 16 fish species and other communities. However, there has been a significant conflict about the use of water, landscape contamination, fish mortality and different expressions of the trophic state, which was manifested by periods of clear and turbid waters. Different management measures were implemented to control aquatic macrophytes, such as mechanical removal, biomanipulation with fish using *Ctenopharyngodon idella* and dredging. The results have been variable depending on: the abundance of cyprinids, the activities developed in the basin and the fluctuations in water volume. The lake is a challenge as far as handling is concerned and the latter depends on a number of environmental, social and even political factors.

**KEY WORDS:** urban lakes; ecology; trophic state; biomanipulation; ichthyofauna.

**PALABRAS CLAVE:** lagos urbanos; ecología; estado trófico; biomanipulación; ictiofauna.

### INTRODUCCION

Varias ciudades del mundo poseen en su propio ejido urbano, ambientes acuáticos de origen antrópico, pequeños y de escasa profundidad llamados popularmente lagos urbanos, aunque desde un punto de vista limnológico, su funcionamiento dista bastante de los lagos propiamente dichos. Según Schueler y

Simpson (2003), los lagos urbanos representan los cuerpos de agua que mayor número de personas conocen y utilizan. Estos particulares ecosistemas forman parte de la ecología urbana, contribuyen a incrementar la calidad de vida y a mitigar el clima urbano, proveen actividades educativas y recreativas como la navegación, la pesca y la natación, además de sus usos estéticos, por lo que se con-

sideran de importancia para los habitantes de las ciudades y el turismo (Quirós, 2007; Naselli-Flores, 2008).

Desde el punto de vista funcional, los lagos urbanos son bastante diferentes del común de los sistemas acuáticos. La ubicación de los mismos y sus características morfológicas, los hacen más vulnerables a la acción humana. Con frecuencia actúan como receptores de vertidos de diferente naturaleza que favorecen el proceso de eutrofización, generan olores desagradables y registran crecimientos incontrolados de fitoplancton y plantas acuáticas que afectan la calidad del agua (Oliva Martínez *et al.*, 2008; Naselli-Flores, 2008; Albornoz *et al.*, 2009).

La ictiofauna continental es un recurso de alto valor ambiental. El valor de los peces posee un significado especial en los lagos urbanos, en donde el funcionamiento de las pesquerías implica un manejo particular (Schramm y Edwards, 1994). Existen varios factores que inciden sobre este aspecto, en donde se destacan la riqueza de especies, las tramas tróficas existentes y el grado de aprovechamiento de los peces, que en ocasiones se destinan a consumo humano.

La literatura sobre limnología y manejo de lagos urbanos es relativamente dispersa y ha recibido poca atención. Esto, sumado a que cada lago posee características e interacciones tróficas propias, dificulta la aplicación de medidas tendientes a controlar la eutrofización (Scasso *et al.*, 2001; Xavier *et al.*, 2007). En Argentina, el conocimiento generado sobre los humedales antrópicos es fragmentario y en este sentido, existe un déficit de conocimiento de las funciones, atributos y

aportes a la conservación de la diversidad que poseen (Schnack *et al.*, 2000). El objetivo del presente trabajo es brindar información sobre los principales resultados de 15 años de estudios referidos al estado ambiental de un lago urbano ubicado en la región central de Argentina y diferentes aspectos de sus principales comunidades, con especial referencia en la ictiofauna. Se discuten además los resultados de distintas medidas de manejo utilizadas para el control de las macrófitas acuáticas, uno de los problemas recurrentes en estos ambientes.

## MATERIALES Y METODOS

### Zona de estudio y antecedentes del lugar

El lago Villa Dalcar (LVD), es un ambiente artificial construido en el año 1945. Es uno de los dos lagos urbanos que posee la ciudad de Río Cuarto que se asienta en la provincia de Córdoba, Argentina. Dicha ciudad junto al Municipio de Las Higueras, conforman el Gran Río Cuarto que cuenta con una población de 161.900 habitantes. El LVD está ubicado en el sector oeste de la ciudad (33°06'25"S, 64°22'31"W), a 452 msnm. El clima de la región es templado, en promedio las temperaturas anuales mínima y máxima son de 10 y 22 °C y las precipitaciones del orden de los 850 mm (Fuente: Wikipedia, 2011).

La cuenca del LVD, se ha utilizado históricamente para variadas actividades agropecuarias y riego, a la vez que existen desarmadoras de automóviles, situación que generó conflictos de uso del agua y

potenciales ingresos de sustancias tóxicas. En una primera etapa, el lago contaba con una superficie de 3 ha, pero a partir del año 1981 ocupa alrededor de 7 ha (Fig. 1). El fondo posee un sedimento de tipo limo-arcilloso, salvo el sector del ex-balneario que fue recubierto de arena gruesa y grava. Posee un vertedero capaz de evacuar un volumen de  $3,5 \text{ m}^3 \cdot \text{seg}^{-1}$  de agua y una profundidad media y máxima aproximada de 1,6 y 3,4 m respectivamente. El ingreso de agua se realizaba a través de un único canal colector proveniente del arroyo El Bañado, cuyo caudal permitía establecer un tiempo medio de renovación anual aproximado de 0,12 a 0,15. Sin embargo, desde hace unos años y por falta de tareas de mantenimiento, no ingresa agua por dicho canal, a excepción de días

con precipitaciones muy abundantes (en la actualidad se bombea agua subterránea de manera esporádica). Parte del espejo de agua pertenece al Club El Malón que se ubica en las inmediaciones, el resto está a cargo del estado municipal.

El LVD es visitado anualmente por miles de personas para diferentes fines. Desde su construcción, ha brindado múltiples usos como balneario, actividades náuticas (incluidas competencias de motonáutica), esparcimiento, extracción clandestina de peces cebo (Characidae) y pesca de recreación. Resultados de una encuesta a 116 pescadores, destacaron su importancia al ser el único ambiente público de la ciudad y alrededores para la práctica de la pesca recreativa (Crichigno, 2005).

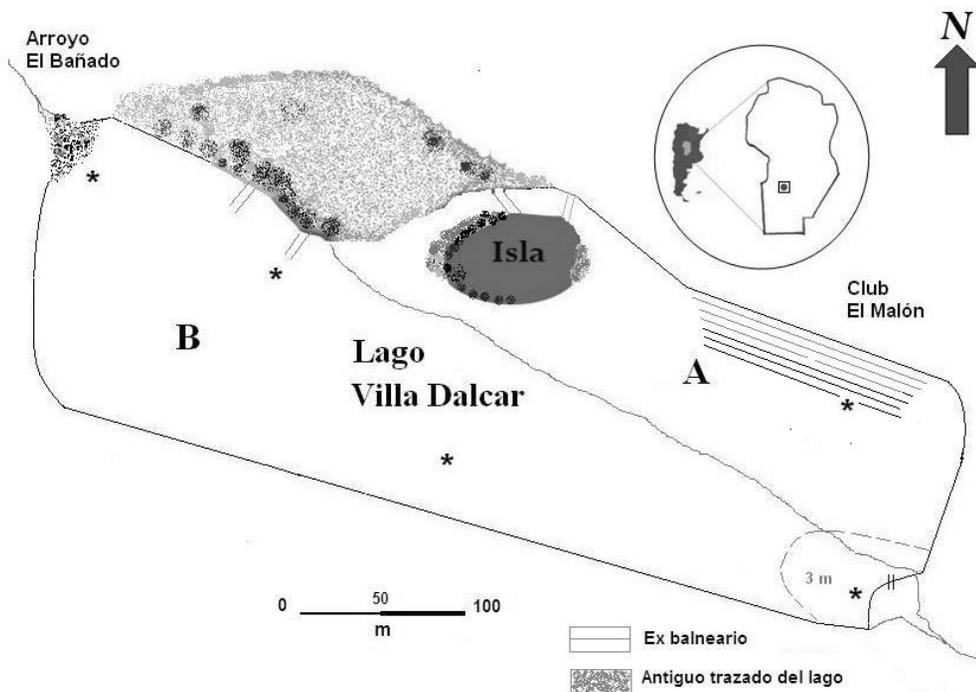


Figura 1. Ubicación geográfica del lago Villa Dalcar (A: antigua superficie; BA: actual superficie; \*: estaciones de muestreo).

La proliferación incontrolada de macrofitas acuáticas (Fig. 2.a), ha sido un fenómeno muy frecuente en el lago. Por su parte, este ambiente ha estado sujeto a fuertes oscilaciones del volumen de agua y a menudo registra contaminación paisajística (Fig. 2.b), situaciones que han tenido un tratamiento dispar e insuficiente. El LVD también se ha utilizado para procesos de aprendizaje de diferentes niveles educativos (Mancini *et al.*, 2008) y

las particularidades de su biocenosis han sido motivo de trabajos de investigación. En la actualidad, las disposiciones vigentes prohíben en el lago las actividades recreativas con contacto directo del agua y las actividades náuticas a motor.

### Estudio del ecosistema

Por el término de 12 meses consecutivos con inicio en diciembre de 2004, se



**Figura 2.** Registros de diferentes eventos y medidas de manejo del lago Villa Dalcázar: a) proliferación incontrolada de *Egeria densa*; b) contaminación paisajística en la zona próxima al arroyo el Bañado; c) vista de las acciones de dragado del lago; d) mortandad de peces; e) ejemplar de *C. idella* capturado en el año 2009; f) extracción manual de macrofitas acuáticas.

evaluó *in situ* la temperatura, transparencia (disco de Secchi) y el pH del agua (pHmetro digital) en cinco sitios del lago: entrada, zona de la isla, club El Malón, sector del Parque y vertedero. Para comprobar la existencia de diferencias significativas entre sitios del lago y estaciones del año, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Para diferenciar periodos de aguas "claras" y "turbias" se utilizó el cociente entre la profundidad media de lago ( $Z_m$ ) y la profundidad de la zona fótica ( $Z_f$ ) de acuerdo a Quirós *et al.* (2002). Las hidrófitas presentes se identificaron según Bianco *et al.* (2001).

La captura de peces se llevó a cabo mediante la utilización de artes activos, los cuales se utilizaron en más de 16 ocasiones que abarcaron todos los meses del año. Se utilizaron tres redes de arrastre de diferente luz de malla. En zonas vegetadas se emplearon redes de mano compuestas por un rectángulo de hierro de 40 x 65 cm y una tela plástica de 2 mm de malla. A los fines de precisar la riqueza de especies, se analizaron además las capturas de los pescadores recreativos. Los ejemplares fueron identificados siguiendo claves específicas (Rosso, 2006; Haro y Bistoni, 2007).

En el año 2009, se estudió una mortandad de peces que se produjo en el mes de enero. Para ello se determinó *in situ* la transparencia, la temperatura, el pH y la concentración de oxígeno disuelto (equipo digital con compensación automática de temperatura). Se procedió además a un análisis detallado de peces moribundos para la búsqueda de signos de enfermedades, de parásitos externos e internos mediante la inspección y la observación

microscópica de raspados de piel, branquias y contenidos digestivos (Blanch, 1988; Noga, 1996). Similares observaciones se realizaron en el año 2010 para aprovechar capturas de peces destinados a otros estudios.

En el periodo 2009-2011, se entrevistaron a 44 pescadores mayores de edad con el objeto de determinar tres aspectos: la especie blanco de la pesquería, la biomasa aproximada que extraía cada pescador y si el producto de la pesca se destinaba a consumo humano. Por último se determinaron las principales especies que componen la avifauna del lugar de acuerdo a Narosky e Yzurieta (2003).

## RESULTADOS

El análisis estacional del agua reveló amplias diferencias de temperatura, transparencia y pH entre estaciones del año ( $P < 0,01$ ), aunque no se detectaron diferencias significativas entre sitios de muestreo ( $P > 0,05$ ). Los valores medios anuales de temperatura, lectura de disco de Secchi y pH fueron  $20,1(\pm 5,7)$  °C,  $92,2(\pm 62,2)$  cm y  $8,24(\pm 0,67)$  respectivamente. Los registros obtenidos a lo largo del año se pueden observar en la Fig. 3. La temperatura arrojó valores máximo y mínimo de 29,4 y 12,3 °C para los meses de diciembre y junio. La relación  $Z_m/Z_f$  permitió establecer la existencia de periodos alternativos de aguas "turbias" y "claras", con diferencias significativas de lectura de disco de Secchi entre ambos periodos ( $P < 0,01$ ). El periodo de aguas turbias coincidió con meses de mayor temperatura. El resto del año se manifestó principalmente por agua de mayor

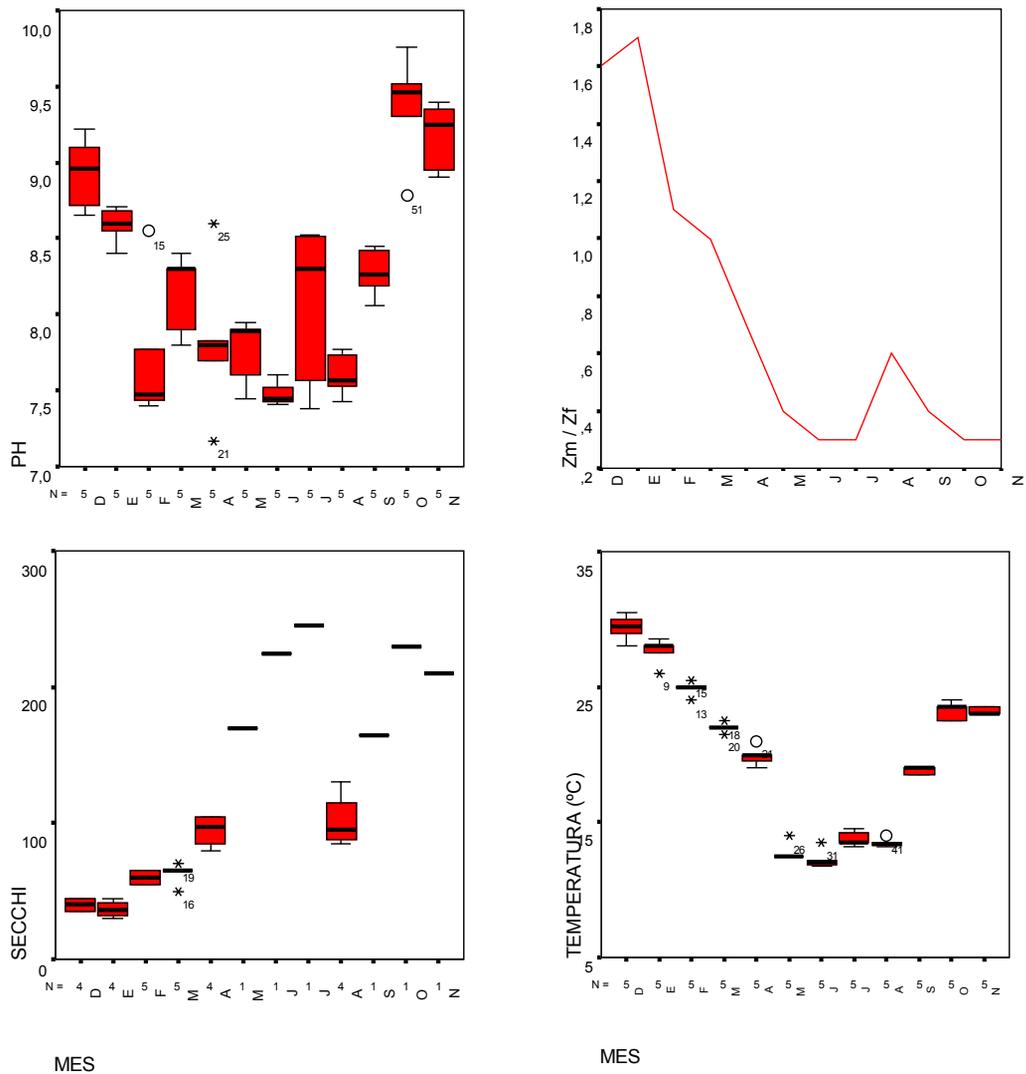


Figura 3. Registros de pH, relación  $Z_m / Z_t$ , transparencia (Secchi) y temperatura del agua del lago Villa Dalcar.

transparencia y un marcado desarrollo de la hidrófita sumergida *Zannichellia palustris*, variable con *Egeria densa*, *Potamogeton berteroaanus* y macroalgas (Zygnemataceae), aunque el desarrollo de estos fue marcadamente inferior en los meses más fríos.

En relación a la ictiofauna, se determinó una riqueza de 17 especies perte-

necientes a 6 órdenes y 10 familias (Tabla 1). De las entrevistas realizadas a los pescadores recreativos, resultó que la carpa común *Cyprinus carpio* es la especie más buscada de la pesquería (Fig. 4) y que en el 85,7% de los casos, los peces capturados se destinan a consumo humano. Al extrapolar los registros de las capturas diarias por el número aproximado de

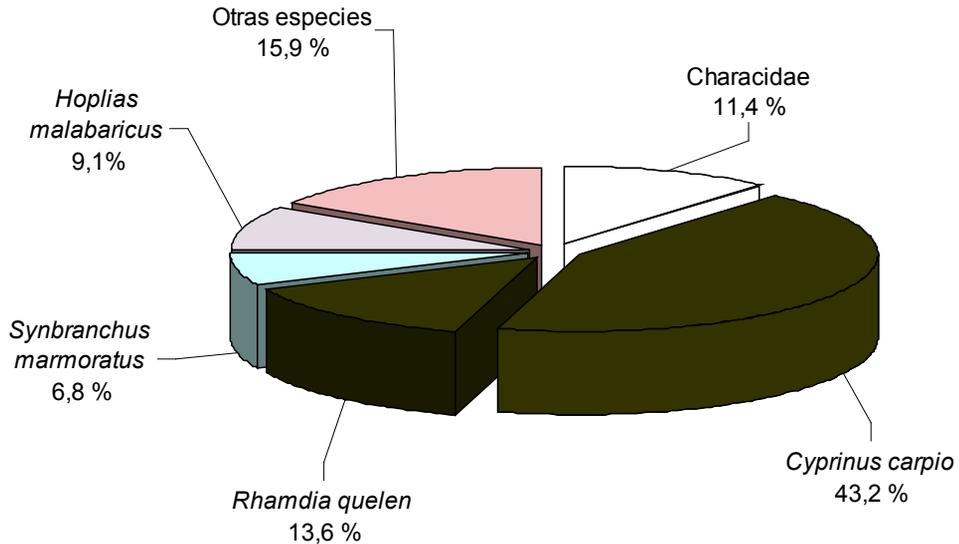


Figura 4. Distribución porcentual de las especies preferidas por los pescadores recreativos del lago Villa Dalcar.

pescadores, se estimó una extracción superior a 1,30 Tn/año (185 kg/ha), principalmente de *C. carpio*.

La ictiofauna registró mortandades de diferente magnitud. La última se produjo a inicios del año 2009 y afectó a más de 3000 peces de 10 especies (Fig. 2.d y Tabla 2). En este cuadro, algunos ejemplares presentaron alteraciones en la locomoción y letargia. Luego de efectuar un estudio macro y microscópico externo e interno, no se detectaron agentes micóticos. La presencia de parásitos externos e internos fue prácticamente nula. Las mediciones *in situ* arrojaron valores elevados de pH, mientras que el oxígeno presentó una baja concentración en la interfase agua-sedimento, pero ambas variables se ubicaron dentro de los límites propios de este tipo de ambiente acuático. La temperatura media fue de 27,8 °C. Los resultados se pueden observar en la Tabla 3.

Estudios realizados durante el año 2010, demostraron la presencia de los parásitos *Lernaea* sp. (Crustacea), *Argulus* sp. (Crustacea) y *Dactylogyrus* sp. (Monogenea) y del oomyceto *Saprolegnia* sp. en las especies *Cheirodon interruptus*, *Astyanax eigenmanniorum* y *C. carpio*. Para el caso de las parasitosis, la tasa de prevalencia y la intensidad fueron bajas.

En relación a la avifauna, se observaron en los últimos años diferentes especies. Entre las de mayor importancia se destacaron las siguientes: biguá *Phalacrocorax brasilianus*, macá grande *Podiceps major*, gallareta *Fulica* sp., gaviota *Larus* sp., garza bruja *Nycticorax nycticorax* y garza blanca *Ardea alba*. En algunas épocas, *P. brasilianus* llegó a ser muy abundante, superando los 60 ejemplares que se agrupaban a modo de posadero y dormidero sobre los árboles ubicados en la isla del lago.

*Tabla 1. Listado de la ictiofauna del lago Villa Dalcár (actualizado de Crichigno, 2005).*

| Especie   | Nombre vulgar   |
|---|-----------------|
| Orden Cypriniformes                                 |                 |
| Familia Cyprinidae                                  |                 |
| <i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844) | Carpa herbívora |
| <i>Cyprinus carpio</i> (Linné, 1758)                | Carpa común     |
| Orden Cyprinodontiformes                            |                 |
| Familia Anablepidae                                 |                 |
| <i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)         | Tosquerito      |
| Familia Poeciliidae                                 |                 |
| <i>Cnesterodon decemmaculatus</i> (Jenyns, 1842)    | Madrecita       |
| Orden Characiformes                                 |                 |
| Familia Characidae                                  |                 |
| <i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)         | Mojarra         |
| <i>Bryconamericus iberingii</i> (Boulenger, 1887)   | Mojarra         |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)         | Dientudo        |
| <i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)         | Mojarrita       |
| Familia Erythrinidae                                |                 |
| <i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)            | Tararira        |
| Orden Perciformes                                   |                 |
| Familia Cichlidae                                   |                 |
| <i>Australoberos facetum</i> (Jenyns, 1842)         | Chanchita       |
| <i>Gymnogeophagus australis</i> (Eigenmann, 1907)   | Palometa        |
| Orden Siluriformes                                  |                 |
| Familia Callichthyidae                              |                 |
| <i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)            | Tachuela        |
| Familia Loricariidae                                |                 |
| <i>Rineloricaria catamarcensis</i> (Berg, 1895)     | Vieja del agua  |
| <i>Hypostomus cordovae</i> (Günther, 1880)          | Vieja del agua  |
| Familia Pimelodidae                                 |                 |
| <i>Pimelodella laticeps</i> (Eigenmann, 1917)*      | Bagre cantor    |
| <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy y Gaimard, 1824)        | Bagre negro     |
| Orden Synbranchiformes                              |                 |
| Familia Synbranchidae                               |                 |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)         | Anguila         |

\*capturado en pequeños cursos de agua asociados al lago.

Tabla 2. Especies afectadas en la mortandad registrada en enero de 2009.

| Especie                         | Nombre vulgar       | Cantidad de peces muertos (**) |
|---------------------------------|---------------------|--------------------------------|
| <i>Astyanax eigenmanniorum</i>  | Mojarra (*)         | ++++                           |
| <i>Australoheros facetum</i>    | Chanchita (*)       | +                              |
| <i>Bryconamericus iberingii</i> | Mojarra (*)         | ++++                           |
| <i>Corydoras paleatus</i>       | Tachuela            | ++                             |
| <i>Ctenopharyngodon idella</i>  | Carpa herbívora (*) | +                              |
| <i>Cyprinus carpio</i>          | Carpa común         | +                              |
| <i>Gymnogeophagus australis</i> | Palometa            | +                              |
| <i>Jenynsia multidentata</i>    | Tosquerito          | +                              |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i>     | Dientudo (*)        | +++                            |
| <i>Rhamdia quelen</i>           | Bagre negro         | +                              |

(\*) : Especies analizadas.

(\*\*) +++++ : > de 500 ejemplares; ++++ : entre 100 a 500; +++ : 50 a 100; + : < de 50.

Tabla 3. Variables de calidad de agua analizadas in situ en 7 sitios del lago durante la mortandad registrada en enero de 2009 (\*).

| Variable             | Unidad | Promedio | Mínimo | Máximo |
|----------------------|--------|----------|--------|--------|
| Temperatura          | °C     | 27,8     | 22,5   | 30,0   |
| Oxígeno (superficie) | mg/L   | 7,6      | 5,7    | 8,8    |
| Oxígeno (fondo)      | mg/L   | 4,0      | 2,6    | 5,6    |
| pH (superficie)      | pH     | 8,6      | 7,6    | 9,0    |
| pH (fondo)           | pH     | 8,2      | 7,2    | 9,2    |
| Transparencia        | m      | 0,56     | 0,50   | 0,65   |
| Profundidad          | m      | 0,95     | 0,60   | 1,25   |

(\*) : Las mediciones se realizaron a la hora 13,30.

## DISCUSIÓN

Los valores de temperatura y de pH analizados durante 12 meses consecutivos, se ubicaron dentro del rango de referencia de las diferentes especies de peces que habitan el lago. La variabilidad del pH entre estaciones del año pudo estar asociada a la hora de la medición y a la actividad fotosintéti-

ca de los autótrofos (Boyd, 1984). En este sentido, la calidad del agua varía considerablemente según cada sistema acuático y depende de diversos factores como limitación de nutrientes, tiempo de residencia del agua, presencia de macrófitas, liberación de sustancias alelopáticas, resuspensión del sedimento, pastoreo del zooplankton, composición de la ictiofauna y combinaciones de ellos

(Scheffer, 1998; Scasso *et al.*, 2001). En coincidencia con observaciones de otros autores (Scheffer *et al.*, 1993; Bécares *et al.*, 2004), el periodo alternativo de aguas claras coincidió en general con la presencia de hidrófitas.

Cuando la biomasa de macrófitas acuáticas abarca una superficie considerable de un ecosistema acuático, impide la realización de diferentes usos e impacta sobre la calidad del agua, razón por la cual en varias partes de mundo se utilizan una serie de medidas para su control. En el LVD se utilizaron diferentes alternativas que incluyeron el vaciado completo y posterior dragado en el año 2000 (Fig. 2.c), el control biológico mediante la utilización de la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* (Fig. 2.e) en dos oportunidades, la intervención de la cuenca en el año 2002 y la extracción manual en múltiples ocasiones durante el periodo 2001-2010 (Fig. 2.f). De acuerdo a Quirós (2007), las actividades humanas que se realizan en el perilago y en la cuenca de drenaje, se reflejan en las características ambientales de un lago y en particular sobre su calidad de agua. Los resultados de las diferentes medidas de manejo implementadas para el control de las malezas acuáticas del LVD, fueron variables y dependieron precisamente de las actividades que se generaban en la cuenca de aporte. La instalación de un sistema de engorde a corral en la cuenca del lago muy próximo a éste, fue uno de los principales problemas para controlar la eutrofización cuando aún ingresaba agua por el canal colector y provocó a fines de la década del 90, un crecimiento incon-

trolado de *E. densa*, especie que llegó a invadir más del 80% de la superficie del espejo de agua (Fig. 2.a).

Con la utilización de *C. idella*, en conjunto con el control manual, se logró entre los años 2004 y 2008 controlar -no erradicar- una importante biomasa de plantas acuáticas. Dicha situación se reflejó en el crecimiento de los peces de esta especie que alcanzaron pesos superiores a 15 kg (Mancini *et al.*, 2009). Hay que destacar que hasta el año 2010, la macrofitia nunca se erradicó completamente. Sin embargo, en las estación cálida del periodo 2010-2011, el desarrollo de esta comunidad fue casi nulo, lo cual se asociaría, entre otras causas, al aumento de la turbidez orgánica e inorgánica producto del notable incremento de *C. carpio* (Jeppesen *et al.*, 1997), especie ausente hasta el año 2005 (Crichigno, 2005). Dicho escenario estuvo favorecido por la disminución de la profundidad del lago debido a la ausencia total de ingreso de agua por el arroyo El Bañado, que facilitó la mezcla de la columna de agua. Por su parte y al igual que en el presente trabajo, otros autores observaron mayor lectura de disco de Secchi del LVD en los meses de menor temperatura con un marcado predominio de Bacillariophyceae (90%), a diferencia del verano en donde ocupó el 64%, seguido por Chlorophyceae y Cyanophyceae con 23 y 8% respectivamente (Novoa *et al.*, 2006). De acuerdo a los registros térmicos y si bien en invierno *C. idella* prácticamente no se alimenta debido a sus limitaciones metabólicas (Cudmore y Mandrak, 2004), el menor desarrollo de los autótrofos, en

especial del fitoplancton, se asociaría entre otras causas a la menor temperatura y radiación solar como ha sido observado en lagos de similares características (Oliva Martínez *et al.*, 2008).

Con respecto a la ictiofauna del LVD, 14 especies habitaban este cuerpo de agua hasta mediados de la década anterior, riqueza que resulta llamativa debido al dragado que se realizó a inicios de dicha década. De acuerdo a Rosso (2006), en este tipo de ambientes es común el ingreso de peces por sus tributarios. Además del ingreso de peces por el arroyo El Bañado cuando este funcionaba de manera normal, la especie *C. idella* fue introducida mediante acción humana para control biológico sin que lograra reproducirse, situación que coincide con otros reportes de Argentina (Villanueva *et al.*, 1992). Tres nuevas especies se sumaron a la riqueza reportada por Crichigno (2005): *C. carpio*, *Symbranchus marmoratus* (quizá previamente no se capturó debido a los métodos utilizados) y *Pimelodella laticeps*. El ingreso de *C. carpio* habría sido efectuado también por antropocoria aunque sin ningún objetivo, práctica que parece ser común en los lagos urbanos ya que el lago del Parque Sarmiento (el otro ambiente de la ciudad de Río Cuarto), registró 12 especies de peces sin tener conexiones superficiales de agua con ningún sistema. A diferencia de años anteriores donde predominaba *Gymnogeophagus australis* (Crichigno, 2005), la carpa común es la especie más abundante en la actualidad en el LVD. Esta situación confirma una vez más dos particularidades contrastantes de *C. carpio*: su rápida adaptación

y expansión, por lo cual es considerada perjudicial en términos ecológicos (Rosso, 2006; Mancini y Grosman, 2008) y su importancia en la pesca de subsistencia al ser la especie más buscada para consumo humano (anteriormente fue *C. idella*, aunque algunos pescadores no diferencian claramente las dos especies). Según estudios realizados en nuestro país, la eficiencia que exhibe *C. carpio* para explotar diferentes comunidades, incluso de bajo nivel trófico, es una de las tantas ventajas comparativas que posee para colonizar nuevos ambientes (Colautti y Remes Lenicov, 2001). Es importante remarcar además que se observaron las variedades carpa con escamas, carpa espejo y carpa koi.

Considerando que el LVD es un ambiente somero y eutrófico, la biomasa de las capturas anuales de *C. carpio* es consistente con la producción que presenta este pez en lagunas pampeanas (Mancini y Grosman, 2008). Si bien esta carpa y *C. idella* son dos especies exóticas (Menni, 2004), todas las especies presentes en el LVD están incluidas en la ictiofauna de la provincia de Córdoba (Haro y Bistoni, 2007; Mancini *et al.*, 2009). El grado de conexión que tuvo en algún momento el arroyo El Bañado con el río Cuarto, explica la similitud de la ictiofauna entre ambos sistemas de acuerdo a lo expresado por Crichigno (2005). Si bien no se encontraron muchos trabajos que indiquen la riqueza de la ictiofauna de los lagos urbanos de la región pampeana, el LVD registra 10 especies más que las reportadas por Grosman *et al.* (2009), para otro lago de similares características pero situado más al

Sur. La riqueza de peces y la presencia de gran cantidad de aves acuáticas del LVD, es uno de los tantos indicadores que demuestran el rol que poseen ciertos humedales antrópicos en la conservación de la biodiversidad (Schnack *et al.*, 2000; Mancini *et al.*, 2008).

La salud de la ictiofauna es, sin embargo, un aspecto a destacar. Más de 10 casos de mortandades de peces se registraron en los últimos años en el LVD, aunque sólo en cuatro ocasiones se solicitó una intervención oficial para precisar las causas. Una de ellas fue provocada por un complejo multietiológico que incluyó agentes parasitarios, micóticos y una inadecuada calidad del agua (Mancini *et al.*, 2000). La ausencia de agentes biológicos y de signos de enfermedades, las mediciones realizadas *in situ*, más las características propias del evento, indicarían que la mortandad de enero de 2009 coincidió con un típico cuadro de intoxicación (Noga, 1996), aunque el tóxico no pudo ser identificado con certeza. De acuerdo a la temperatura registrada, la concentración de oxígeno y los valores de pH medidos durante el pico de la mortandad estuvieron dentro del rango de tolerancia de algunas especies, al menos de Cyprinidae (Boyd, 1984; Wheaton, 1993; Cudmore y Mandrak, 2004), de reconocida rusticidad y resistencia a condiciones ambientales. La presencia actual de *Saprolegnia* y de ectoparásitos, deberían estudiarse con mayor grado de detalle para observar el compromiso con la salud de los peces. En el mismo sentido, Pollo *et al.* (2011), al estudiar tres especies ícticas observó alteraciones de eritrocitos, principal-

mente en la mojarra *A. eigenmanniorum*, que indicarían la presencia de compuestos genotóxicos.

Los lagos urbanos registran a menudo crecimientos incontrolados de algas y plantas acuáticas que dificultan la realización de diferentes actividades e impactan fuertemente en el funcionamiento del ecosistema (Schueler y Simpson, 2003). Es conocido que los lagos someros poseen mayor transparencia del agua en presencia de abundante vegetación acuática, aunque los mecanismos de interacción son complejos y hasta impredecibles en virtud de las características y dinámicos propios que presenta cada lago (Scheffer, 1998). De la experiencia del LVD, se desprende que la biomanipulación mediante la utilización de *C. idella* resulta efectiva para el control de malezas acuáticas si se manejan otras medidas remediadoras. Es importante remarcar que además del aumento del tamaño de estos peces, existe una disminución progresiva de su numerosidad por diferentes causas como la pesca. Estos aspectos sumados a los recurrentes problemas sanitarios de la ictiofauna, convergen en concluir que los lagos urbanos y específicamente el LVD, representan un desafío en lo que a su manejo se refiere y éste depende de una serie de factores ambientales, sociales e incluso de orden político. La importante cantidad de funciones, la presencia de una diversa y abundante fauna de peces y de aves, el consumo de pescado, el control de la pesca recreativa más los aspectos educativos y del paisaje, determinan que este ambiente requiera de una permanente y adecuada gestión tendiente a su conservación.

## AGRADECIMIENTOS

A. José L. Sabena por contribuir con documentación histórica del ambiente estudiado. A Carlos Díaz y Javier Salinas por haber facilitado las tareas de campo. A César Nuñez por su ayuda en la identificación de las hidrófitas. A la SECyT de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

## BIBLIOGRAFÍA

- Albornoz, H., J. González Castelain, M. Cifuentes y L. Rodríguez. 2009. Estado trófico y monitoreo de variables limnológicas en un lago artificial (lago del Fuerte, Tandil, Buenos Aires). *Biología Acuática* 26: 1-6.
- Bécares, E., A. Conty, C. Rodríguez-Villafañe y S. Blanco. 2004. Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. *Ecosistemas* 2. En: [www.acet.org/ecosistemas/042/revisiones](http://www.acet.org/ecosistemas/042/revisiones).
- Bianco, C., J. Cantero, C. Nuñez y L. Petryna. 2001. Flora del centro de la Argentina. *Iconografía*. Editorial de la Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, 291 p.
- Blanch, A. 1988. Técnicas de diagnóstico en enfermedades de los peces, 391-428. En: Espinosa J. & U. Ubarta (Eds.). *Patología en Acuicultura*. Ed. Mundi Prensa, Madrid.
- Boyd, C. 1984. *Water Quality Management for Pond Fish Culture*. Elsevier Scientific Publishing Company. Netherlands, 317 p.
- Colautti, D. y M. Remes Lenicov. 2001. Alimentación de la carpa (*Cyprinus carpio* Linnaeus 1758) en la laguna de Lobos, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral* 11: 69-78.
- Crichigno, S. 2005. Aspectos hidrológicos y composición ictiofaunística del lago urbano Villa Dacar (Córdoba). Trabajo Final de grado. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto.
- Cudmore, B. y N. Mandrak. 2004. Biological synopsis of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2705: 44p.
- Grosman, F., P. Sanzano, V. Colasurdo y O. Díaz. 2009. Propuestas de alternativas de gestión de una laguna suburbana. *Biología Acuática* 26: 121-131.
- Haro, J.G. y M. Bistoni. 2007. Peces de Córdoba. Editorial de la Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, 266 pp.
- Jeppensen, E., J. Peder, M. Sondergaard, T. Lauridsen, L. Pedersen y L. Jensen. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrients state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342-343: 151-164.
- Mancini, M., C. Rodríguez, M. Finola, C. Basualdo y C. Prospero. 2000. Mortandad de peces en un lago recreacional del sur de Córdoba, Argentina. *AquaTIC* 11: 1-7.
- Mancini, M. y F. Grosman. 2008. El pejerrey de las lagunas pampeanas. Análisis de casos tendientes a una gestión integral de las pesquerías. Editoriales de Universidad Nacional de Río Cuarto y de la Universidad Nacional del Centro. Río Cuarto, 445 p.

- Mancini, M., S. Crichigno, M. Ortiz, G. Rudzik, C. Merlos, F. Grosman y P. Sanzano.** 2008. Relevancia de los ecosistemas lénticos urbanos en el mantenimiento de la biodiversidad íctica y en procesos de enseñanza - aprendizaje de Ecología. III Congreso Nacional de Conservación la Biodiversidad. Buenos Aires, p. 245.
- Mancini, M., G. Haro y H. López.** 2009. Sobre la presencia de la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) en la provincia de Córdoba (Argentina). *Natura Neotropicalis* 40(1-2): 87-94.
- Menni, R.** 2004. Peces y ambientes en la Argentina Continental. Monogr. Mus. Argentino Ciencias Nat. (5): 1-316
- Narosky, T. y D. Yzurieta.** 2003. Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Asociación Ornitológica del Plata. Vázquez Mazzini (Eds.). Buenos Aires, 346 pp.
- Naselli-Flores, L.** 2008. Urban lakes: ecosystems at risk, worthy of the best care. *Proceedings of Taal 2007: The 12<sup>th</sup> World Lake Conference: 1333-1337.* M. Sengupta y R. Dalwani (Eds.).
- Noga, D.** 1996. Fish Disease. Diagnosis y Treatment. L. Duncan (Ed.). *Mosby-Year Book.* Missouri, 367 p.
- Novoa, M., M. Luque, D. Lombardo y A. de Fabricius.** 2006. Estudio fitológico de lagos urbanos artificiales del sur de la provincia de Córdoba. *Boletín Sociedad Argentina Botánica* 41(3-4): 203-231.
- Pollo, F., N. Salas, M. Mancini y A. Martino.** 2011. Evaluación de la actividad genotóxica de las aguas de un lago urbano de la ciudad de Río Cuarto mediante el test de micronúcleos y anormalidades nucleares. *Acta Toxicológica Argentina* 19(Suplem) 33-116: 108-109.
- Oliva Martínez, M., A. Rodríguez Rocha, A. Lugo Vázquez y M. Sánchez Rodríguez.** 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica* 18(1): 1-13.
- Quirós, R.** 2007. Manejo y recuperación de lagos urbanos. Documento N 6. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, 16 p.
- Quirós, R., J. Rosso, A. Renella, A. Sosnovsky y M. Boveri.** 2002. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia* 27(11): 584-591.
- Rosso, J.** 2006. Peces pampeanos. Guía y ecología. Ed. L.O.L.A. Buenos Aires, 221 pp.
- Scasso, F., N. Mazzeo, J. Gorga, C. Kruk, G. Lacerot, J. Clemente, D. Fabian y S. Bonilla.** 2001. Limnological changes in a sub-tropical shallow hypertrophic lake during its restoration: two years of a whole-lake experiment. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 11: 31-44.
- Scheffer, M.** 1998. *Ecology of Shallow Lakes.* Chapman & Hall. London, 357 p.
- Scheffer, M., S. Hosper, M. Meijer, B. Moss y E. Jeppesen.** 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8(8): 275-279.

- Schnack, J., F. de Francesco, U. Colado, M. Novoa y E. Schnack. 2000. Humedales antrópicos: su contribución para la conservación de la biodiversidad en los dominios subtropical y pampásico de la Argentina. *Ecología Austral* 10: 63-80.
- Schramm, H. y G. Edwards. 1994. The Perspectives on Urban Fisheries Management. *Fisheries* 19(10): 9-15.
- Schueler, T. y J. Simpson. 2003. Why urban lakes are different. *Watershed Protection Techniques* 1(2): 747-750.
- Villanueva, M., V. Roig, J. Gorbano, D. Petracini y R. Rodríguez. 1992. Estudios preliminares sobre el control de la totora (*Thypha* sp.) por medio de la carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella* Val.). *Multequina* 1: 197-200.
- Wheaton, F. 1993. Acuicultura. Diseño y Construcción de Sistemas. AGT Editor. México, 704 pp.
- Xavier, L., M. Vale y M. Vasconcelos. 2007. Eutrophication, phytoplankton dynamics and nutrient removal in two man-made urban lakes (Palacio de Cristal and Serralves), Porto, Portugal. *Lakes & Reservorios: Research and Management* 12: 209-214.



## LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO LUJÁN (BUENOS AIRES) Y EL POTENCIAL APOORTE DEL BIOFILM PARA SU EVALUACIÓN

A. Sánchez Caro<sup>1</sup>, A. Giorgi<sup>1; 2</sup>, S. Doyle<sup>1</sup> y M. Piccinini<sup>1</sup>

1. Departamento de Ciencias Básicas-INEDES, UNLu. CC 221 – 6700 Luján (B).

2. CONICET.

asnchezcaro@yahoo.com.ar

**ABSTRACT.** Luján River rises in the north-eastern part of Buenos Aires Province and flows through a lowland region where it joins the River Plate Estuary. The river's upper basin comprises a rural area which is mainly used for extensive agriculture and livestock with industrial areas of minor influence. As moving downstream, densely populated urban regions develop and industrial activity increases. Samples were collected seasonally from August 2004 to August 2005 in 12 sampling sites located along the river basin, from its headwater tributaries (Los Leones y El Durazno streams) to the crossing of the national route 9, located in the river's lower basin. In two out of the four sampling occasions, biofilm samples were taken with the aim of assessing to what extent the biofilm community fitted the degradation level indicated by the measured physical-chemical variables of the river water (particularly BOD; N; P and DO concentrations). The samples were taken with a 3 cm<sup>2</sup> brush and piston from submerged surfaces of natural ("tosca") or artificial substrates (piers; walls). Bacillariophyta generally dominates the biofilm, but there seems to be a relationship between the industrial and urban sewage discharges, the water quality and the relative abundance of the different biofilm groups. In the river reaches where a heavy load of effluents is discharged, an increment of Cyanophyceae is observed. In the reaches of intermediate degradation, associations of cyanophytes and euglenoids appear. Over the course of the river, the algae abundance diminishes along with the water quality degradation, but there are also reaches of recovery due to the river's own processing capacity where no urban nor industrial wastewaters are discharged.

**KEY WORDS:** Luján River- Biofilm- Water Quality

**PALABRAS CLAVE:** Río Luján- Biofilm- Calidad del agua

### INTRODUCCIÓN

La calidad del agua en un río puede ser evaluada por métodos fisicoquímicos, biológicos, microbiológicos. Los primeros tienen como ventaja que pueden obtenerse resultados rápidamente y como desventaja que pocas veces reflejan la historia de lo acontecido en ese cuerpo de agua, sino sólo de su condición momentánea. Tener referencias de calidad del agua y de sus comunidades biológicas permite

informarnos acerca del estado del ecosistema, y este conocimiento es esencial para poder gestionar su conservación o recuperación (Mc Cormick *et al.*, 1996). Si bien existen estudios previos acerca de la contaminación del río Luján (Club de Ciencias, 1974; del Giorgio *et al.*, 1991; Alberdi *et al.*, 1992; Ventura *et al.*, 1997; Giorgi *et al.*, 1999; O' Farrell, 2003; Di Marzio *et al.*, 2005; Sánchez Caro y Momo, 2009), la mayoría son de diez o veinte años atrás. La mayoría de ellos se

refiere únicamente a características físico-químicas; los organismos del biofilm o bien no han sido descriptos –por ejemplo el estudio de del Giorgio *et al.* (1991) releva la comunidad fitoplanctónica-, o bien están incluidos –como en el caso de Pizarro y Alemanni (2005)-, pero se trata de la subcuenca inferior del río.

Durante la primera década del presente siglo se instalaron en la cuenca nuevas industrias cuyos efluentes descargan en el curso principal, a la vez que se pusieron en funcionamiento –con diverso grado de eficacia y continuidad- tanto las plantas depuradoras de líquidos cloacales de las principales ciudades ribereñas como las plantas depuradoras de varias industrias preexistentes.

En numerosos estudios efectuados en otros países y a nivel nacional se asocian los cambios en la comunidad perifítica con los de calidad del cuerpo de agua. Como ejemplos podemos citar: Aizaki (1980); Economou-Amili (1980); Lindstrom (1991); Stewart (1995); Giorgi y Malacalza (2002); Pizarro y Alemanni (2005). Teniendo en cuenta estos antecedentes y su alcance, en este estudio interesaba en particular registrar: **a.** si en el río Luján existen cambios de calidad del agua o el grado de deterioro es semejante en la mayor parte de su recorrido; **b.** si los cambios se mantienen pese a la variación climática estacional; y, **c.** si el biofilm puede utilizarse para evaluar la variación de calidad del agua a nivel espacial.

La hipótesis de trabajo es que la calidad de agua del río no es la misma en el tramo superior y medio de su recorrido, y que esa calidad definida a través de

análisis físicoquímicos de muestras de la columna de agua puede reflejarse en el análisis de muestras del biofilm.

## ÁREA DE ESTUDIO

El río Luján se ubica en el NE de la provincia de Buenos Aires, drena una cuenca de aproximadamente 2600 km<sup>2</sup>, fluye en dirección SO-NE por unos 135 km hasta confluir con cursos de la cuenca del Paraná, y posteriormente desaguar en el río de La Plata.

Según Andrade (1986) en el río Luján pueden distinguirse un curso superior, uno medio y uno inferior. El superior tiene 40 km de longitud y va desde las nacientes hasta la localidad de Jáuregui, recibiendo los afluentes más importantes en caudal (arroyos Moyano, Grande, Balta y Ranchos). Presenta un drenaje escaso y una pendiente media de 0,40 m/km. Según Sala (1972), esta parte de la cuenca correspondería a una llanura alta formada básicamente por sedimentos pampeanos. El curso medio mide 30 km y llega hasta la localidad de Pilar. Esta sección tiene una pendiente media de 0,83 m/km, y presenta un mayor drenaje y un desarrollo más notorio en la margen norte. Es la parte de la cuenca que tiene un relieve más acentuado, constituyendo lo que Sala (1972) denomina llanura intermedia. El curso inferior es el que muestra menor pendiente tanto en el cauce principal como en sus afluentes (0,05-0,16 m/km), atraviesa la zona del Delta en Tigre y desemboca en el Río de la Plata. Paisajísticamente constituye una llanura baja, formada principalmente por sedimentos postpampeanos. Es el que recibe mayor cantidad de conta-

minantes industriales y domiciliarios. Los arroyos de esta zona drenan grandes áreas aunque de manera incompleta, dando lugar a bañados y zonas frecuentemente inundables.

El régimen de alimentación del río es pluvial -vía capa freática- y su caudal medio es de  $5,4 \text{ m}^3/\text{s}$ . Tradicionalmente la mayor parte de la superficie de la cuenca ha sido utilizada para explotación agrícola-ganadera extensiva; sin embargo, con el crecimiento de las ciudades se ha incrementado también la actividad industrial, especialmente en la subcuenca inferior que está constituida por los arroyos y tierras que drenan en el tramo del río más cercano a la desembocadura.

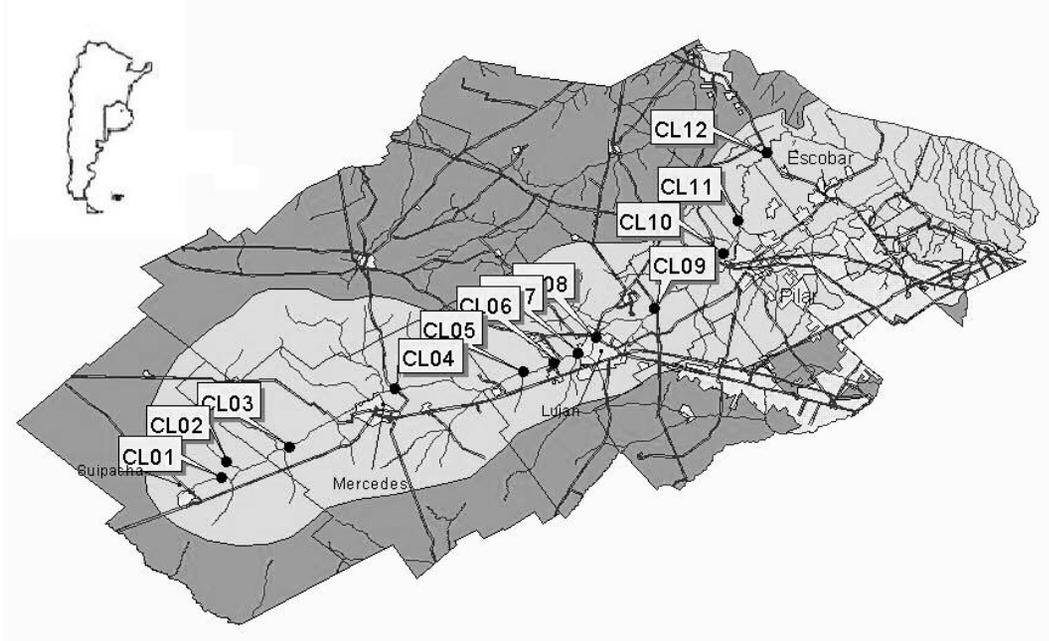
Actualmente en la cuenca habita más de un millón de personas. Cerca del río se han establecido ciudades como Suipacha, Mercedes, Luján (en donde el curso ha sido endicado) y Pilar, áreas que lo utilizan para descargar efluentes líquidos urbanos e industriales, con disímil grado de tratamiento previo y potencial efecto sobre el ecosistema.

## METODOLOGÍA

Se realizaron 4 muestreos estacionales para análisis de calidad de agua entre agosto de 2004 y agosto de 2005, que comprendieron doce sitios, desde la cuenca alta del río Luján (arroyos Los Leones y El Durazno) hasta el cruce de la ruta nacional N° 9, tramo anterior a la vinculación con la cuenca del Paraná (Tabla 1 y Fig. 1). Los parámetros físicos, químicos, y biológicos considerados, metodologías empleadas, y modalidad de muestreo se resumen en la Tabla 2.

En lo que concierne al biofilm, se realizaron en los mismos sitios dos campañas de muestreo durante el otoño de 2005, con el propósito de evaluar la potencialidad de esa comunidad como indicadora de la degradación evidenciada por el conjunto de variables fisicoquímicas analizadas – en particular la DBO, la concentración de fósforo reactivo soluble (PRS), la concentración de nitrógeno en distintas formas químicas y el oxígeno disuelto-. Las muestras se tomaron sobre sustratos sumergidos tanto naturales (tosca) como artificiales (pilares, paredones), con un conjunto de cepillo y émbolo de  $3 \text{ cm}^2$  de superficie, con el que se raspaba la superficie y luego se aspiraba el material desprendido. El sitio 6 no pudo ser muestreado debido a la ausencia de sustrato para permitir el desarrollo de la comunidad. Una vez extraídas y fijadas, las muestras se observaron mediante un microscopio Nikon Optiphot con objetivos de inmersión y contraste de fase para realizar las identificaciones. Para realizar los conteos se utilizó el método de la micropipeta (Sournia, 1978) mediante el cual se extrajeron alícuotas de 50 microlitros de la muestra homogeneizada. Una vez montadas estas alícuotas, se contaron todos los campos del microscopio. Se continuó contando alícuotas hasta que dejaron de aparecer individuos pertenecientes a especies nuevas, lo que ocurrió tomando un total de entre 6 y 10 alícuotas. Los taxa algales identificados se utilizaron para estimar la riqueza, la diversidad y la abundancia de organismos del biofilm. (Round, 1993).

Los resultados obtenidos se presentan mediante tablas y gráficos, incluyendo los



*Figura 1. Ubicación geográfica de la cuenca, y estaciones de muestreo sobre el curso del río Luján.*

*Tabla 1. Sitios de muestreo donde se indica la denominación de los mismos y las características principales de cada uno de ellos.*

| Estación | Ubicación                      | Características de la zona cercana   |
|----------|--------------------------------|--|
| CL01     | <i>A° El Durazno</i>           | Bajo caudal. Aguas abajo del vertido de empresa láctea.  |
| CL02     | <i>A° Los Leones</i>           | Caudal intermedio. Área rural. Sin industrias ni vertidos domiciliarios próximos.                          |
| CL03     | <i>M.J. García</i>             | Ídem anterior. (8 km aguas abajo de la confluencia de los arroyos anteriores; río Luján propiamente dicho) |
| CL04     | <i>Ruta 41</i>                 | Próximo a zona urbana con descargas cloacales. (17 km aguas abajo del anterior)                            |
| CL05     | <i>Puente Goldney</i>          | Área rural. Proximidades del efluente cloacal de Mercedes. (8 km aguas abajo del anterior)                 |
| CL06     | <i>Puente Olivera</i>          | Ídem anterior. (8 km aguas abajo)  |
| CL07     | <i>Pasarela Linera</i>         | Próximo a embalse de Jáuregui, recibe efluente de curtiembre. (8 km aguas abajo del anterior)              |
| CL08     | <i>Puente Las Tropas</i>       | Aguas abajo del arroyo Gutiérrez, -que recibe efluentes textiles-. (6 km aguas abajo del anterior)         |
| CL09     | <i>Ruta Prov. N° 6</i>         | Aguas abajo del efluente cloacal de Luján. (12 km aguas abajo del anterior)                                |
| CL10     | <i>Puente Petrel</i>           | Aguas abajo primer salida parque industrial Pilar.   |
| CL11     | <i>Reserva Ecológica Pilar</i> | Aguas abajo de Pilar, descargas parque industrial y estación depuradora cloacal.                           |
| CL12     | <i>Ruta Nac. N° 9</i>          | Comienza influencia del Paraná.  |

resultados de un análisis de componentes principales realizado entre las variables fisicoquímicas, y análisis de correlación múltiple efectuados entre las variables fisicoquímicas y las del biofilm, y entre las variables consideradas para el biofilm. Los análisis de correlación entre variables fisicoquímicas y del biofilm se realizaron utilizando los promedios de ambos. Todos estos análisis se llevaron adelante luego de verificar la normalidad de los datos mediante el test de Kolmogorov-Smirnov.

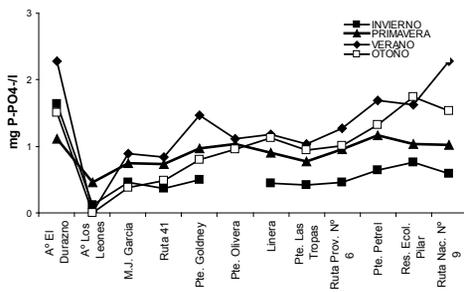
## RESULTADOS

En la Tabla 3 se presentan los valores medios y desvíos estándar de las distintas variables consideradas en cada una de las estaciones del río. Algunas de ellas se representan gráficamente para mostrar la evolución espacio-temporal de ciertos parámetros de las aguas. Allí puede observarse el alto grado de impacto presente en las nacientes -A° El Durazno, CL01- y la recuperación en el sitio

*Tabla 2. Variables consideradas en los sitios de muestreo. a) Variables medidas in situ  
b) Variables medidas en laboratorio*

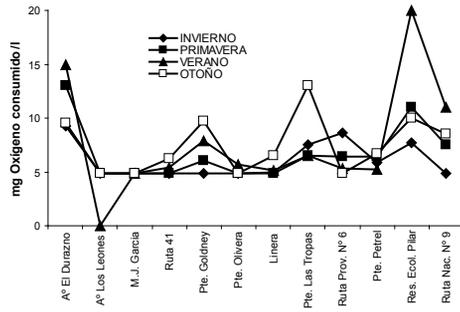
| <i>a) Determinaciones in situ.</i>  |  |
|---|--|
| <b>Variab</b> les   | <b>Metodología</b>   |
| T ° del curso (° C)   | Termómetro de mercurio   |
| pH (Unidades de pH)   | Peachímetro Hanna HI 9023  |
| Conductividad ( $\mu$ S/cm)   | Conductímetro Hanna HI 9033  |
| Oxígeno disuelto (mg/l)   | Oxímetro Hanna HI 9142   |
| Turbidez (cm)   | Disco Secchi y cinta métrica   |
| <i>b) Determinaciones en laboratorio:</i>   |  |
| <b>Variab</b> les   | <b>Metodología</b>   |
| Nutrientes: Fosfatos, Amonio, Nitrito, Nitratos y Nitrógeno total Kjeldahl (mg ión/l) | Según APHA (1992), utilizando espectrofotómetro Shimadzu UV-visible              |
| DBO <sub>5</sub> (mg/l)   | Método micromanométrico con equipo WTW con agitación y regulación de temperatura |
| DQO (mg/l)  | Agregado de dicromato a 250 °C y lectura en espectrofotómetro                    |
| Cloruro (mg/l)  | Método del nitrato de plata – titulación -, según APHA (1992)                    |
| Clorofila <i>a</i> ( $\mu$ g/l) planctónica   | Según APHA (1992)  |
| Material Particulado en Suspensión (fracción orgánica e inorgánica) (mg /l)           | Según Wetzel y Likens (1991)   |
| Biofilm (individuos /cm <sup>2</sup> )  | Microscopio óptico NIKON LABOPHOT con objetivo de inmersión y contraste de fase. |

posterior -estación CL03 M. J. García; (notar que el sitio CL02 está sobre otro tributario)-. Este patrón de degradación y recuperación se repite a lo largo del curso (Figs. 2 - 5), manifestándose picos de alteración del río en otras dos estaciones: Puente Goldney (CL05) y Reserva Ecológica (CL11). No obstante ello, son notables las tendencias al incremento en la concentración de amonio a partir de la estación Ruta 41 (CL04), y, a partir de la estación Puente Goldney (CL05), también al incremento de fósforo (como PRS) y del déficit de oxígeno disuelto. Es interesante destacar que la relación DQO/DBO es habitualmente mayor a 5 lo que según Branco, 1980 estaría indicando una alta proporción de sustancias no biodegradables. La DQO alcanza un valor 11 veces mayor a la DBO a la altura del Puente Las Tropas y Ruta 6. (CL08 y CL09). Sin embargo, el sitio de la Reserva ecológica (CL11) es el que más se acerca a dicha proporción teórica.

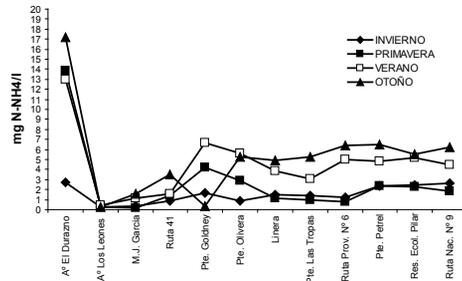


**Figura 2.** Variación temporal de la concentración de fosfatos (como fósforo reactivo soluble) en los sitios muestreados en el río Luján.

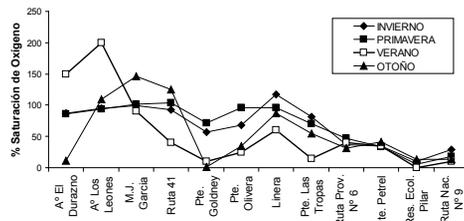
Al realizar un Análisis de Componentes Principales se encuentra que los dos primeros componentes explican el 47 % de la varianza. Ambos ejes se relacionan con la eutrofización. El primero -que ex-



**Figura 3.** Variación temporal de la demanda biológica de oxígeno (DBO) en los sitios muestreados en el río Luján.



**Figura 4.** Variación temporal de la concentración de amonio en los sitios muestreados del río Luján.



**Figura 5.** Variación temporal de la saturación de oxígeno disuelto en el agua en los sitios muestreados del río Luján.

plica el 25 % de la varianza- ordenaría hacia el lado positivo los sitios con aguas más oxigenadas y menores concentraciones de fosfatos y amonio y hacia el lado negativo sitios con menor concentración de oxígeno y mayores concentraciones de esos iones. En tanto que el segundo

agrupa sitios con mayor concentración de nitratos del lado positivo y sitios con mayor concentración de seston y clorofila del lado negativo (Fig. 6).

bajas. Los sitios Linera, Puente Las Trovas y Reserva Ecológica presentaron menor riqueza de organismos y los valores más bajos de diversidad en el biofilm.

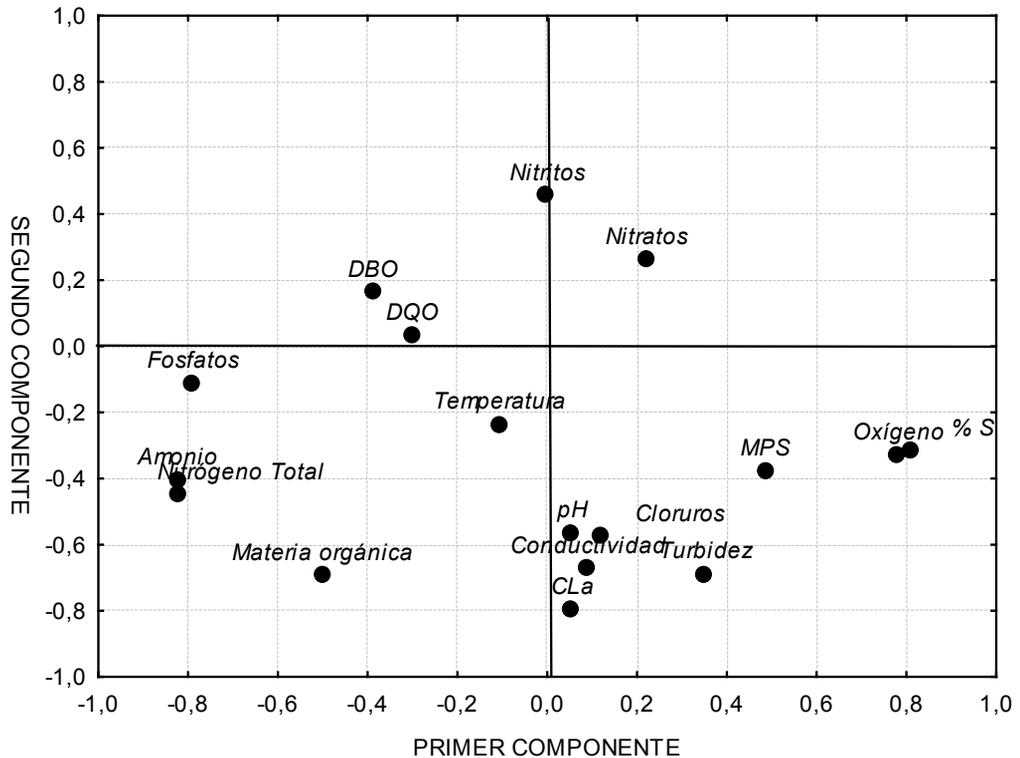


Figura 6. Análisis de componentes principales de las variables físico-químicas registradas en el río. (% S: Porcentaje de saturación de oxígeno).

En la Tabla 4 se presenta el listado de especies del biofilm halladas en el río. En la Tabla 5 se presenta la variación de riqueza específica, diversidad y abundancia de las algas presentes. En ella se indican también el número de géneros y especies considerados como tolerantes por Palmer (1969). Según puede verse las estaciones A° El Durazno y Ruta 41 fueron las que presentaron mayor abundancia de organismos. Los sitios A° Los Leones y M.J. García presentaron las abundancias más

El grupo más abundante en todos los sitios, excepto en la Reserva Ecológica donde hubo dominio de Cyanophyta, fue Bacillariophyta. Chlorophyta, Euglenophyta fueron grupos de escasa representación que se encontraron en algunas de las estaciones de muestreo (Fig. 7).

En la Tabla 6 se muestran los resultados de las correlaciones entre las características de la comunidad que integra el biofilm y las variables físico-químicas y en la Tabla 7 los resultados de las co-

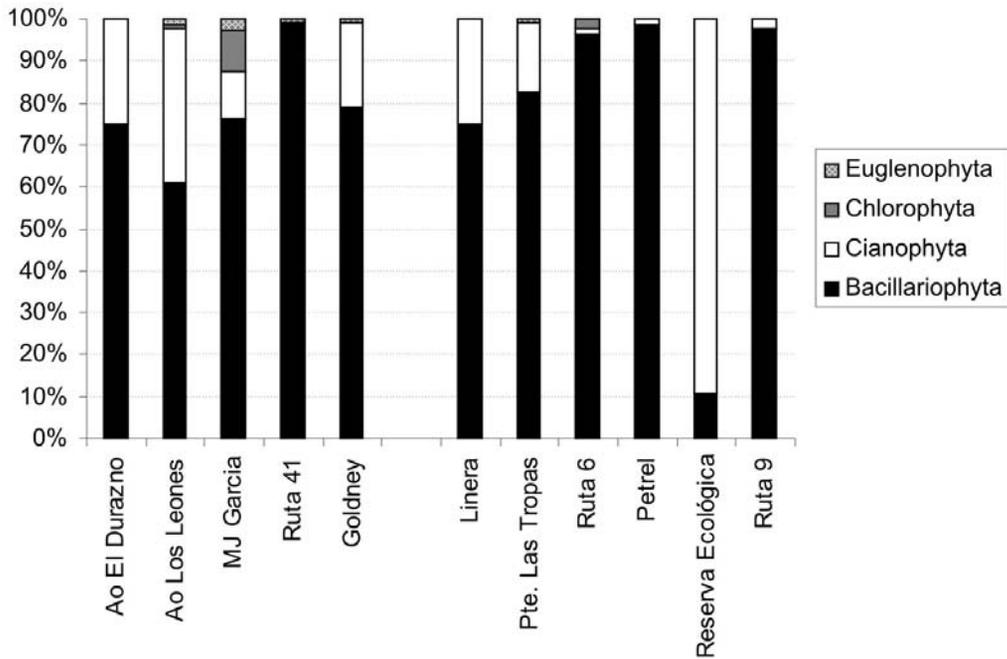


Figura 7. Abundancia relativa de distintos grupos de organismos del biofilm en cada sitio estudiado.

relaciones entre las variables de biofilm consideradas.

## DISCUSIÓN

Resulta relevante mencionar que el agua del río Luján en el extenso tramo estudiado tiene características de eutrofia y salinidad mayor que en su cuenca baja: a partir de la zona de la ruta 9 (CL12 en nuestro estudio), existe influencia cada vez mayor de las mareas y niveles de agua de la cuenca del Paraná-Plata, la que se hace muy determinante a partir de la desembocadura en el Luján de los canales Las Rosas y Gobernador Arias. Por ejemplo, Pizarro y Alemanni, 2005 reportan para el tramo inferior del río conductividades máximas que son alrededor de un tercio de las mínimas de la cuenca alta; niveles de amonio entre uno y 3 órdenes de

magnitud menores; máximas concentraciones de nitratos y fosfatos similares a las mínimas encontradas en la cuenca alta y media, en donde a su vez las máximas de fosfatos que encontramos son un orden de magnitud mayores. Estas condiciones de alta eutrofia y contenidos disueltos y en suspensión se reflejan también en los niveles de clorofila *a* planctónica -que son hasta 3,5 veces más altos que los registrados en el mencionado estudio en el tramo inferior del río-, y permiten considerar que el desarrollo del biofilm en estas secciones no estaría fuertemente condicionado por el tipo de sustrato debido al nivel de eutrofia (Cattaneo y Kalff, 1979). Consistentemente, los valores aquí registrados de cloruros, PRS, OD y otras variables son del mismo orden que los hallados por O'Farrell (2003) para su estación S1, coincidente con nuestra CL12.

**Tabla 3.** Valores medios y desvíos estándar (entre paréntesis; salvo para pH) de las variables físicas, químicas y biológicas consideradas en el río Luján por sitio muestreado. (Período 2004-2005). <sup>1</sup>Material particulado en suspensión. <sup>2</sup>Material particulado orgánico.

|                   | Temperatura (°C) | Oxígeno disuelto (mg/l) | Porcentaje Saturación Oxígeno (%) | pH Máx (Mín) | Conductividad (µS/cm) | Turbidez (cm) | N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l) | N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l) | N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l) | N Total Kjeldahl (mg/l) |
|-------------------|------------------|-------------------------|-----------------------------------|--------------|-----------------------|---------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------|
| A° El Durazno     | 20,84 (6,55)     | 5,76 (3,84)             | 61,17 (43,45)                     | 8,35 (6,45)  | 2572,80 (522,53)      | 74,57 (64,52) | 11,70 (6,27)                          | 0,32 (0,18)                           | 0,23 (0,23)                           | 14,98 (6,10)            |
| A° Los Leones     | 20,66 (7,43)     | 9,58 (1,19)             | 99,40 (8,97)                      | 9,10 (6,54)  | 2029,40 (896,91)      | 43,67 (10,53) | 0,29 (0,09)                           | 0,35 (0,26)                           | 0,02 (0,01)                           | 2,34 (0,98)             |
| M. J. García      | 20,35 (7,13)     | 11,10 (2,42)            | 115,50 (26,96)                    | 8,56 (6,51)  | 2748,20 (727,52)      | 34,38 (20,04) | 0,79 (0,65)                           | 1,14 (0,52)                           | 0,26 (0,19)                           | 2,73 (0,99)             |
| Ruta 41           | 19,81 (4,68)     | 10,03 (2,33)            | 107,10 (16,76)                    | 8,57 (7,15)  | 2642,60 (863,54)      | 21,50 (11,54) | 1,85 (1,14)                           | 1,63 (0,31)                           | 0,45 (0,45)                           | 4,53 (1,55)             |
| Puente Goldney    | 20,44 (6,72)     | 4,32 (2,20)             | 43,21 (37,94)                     | 12,10 (6,52) | 2479,80 (657,17)      | 28,35 (5,00)  | 3,25 (2,79)                           | 0,63 (0,65)                           | 0,95 (1,05)                           | 9,43 (8,01)             |
| Puente Olivera    | 20,26 (5,83)     | 6,24 (2,10)             | 66,33 (30,48)                     | 8,37 (7,20)  | 2306,80 (724,71)      | 18,88 (14,01) | 3,68 (2,21)                           | 1,28 (1,42)                           | 0,25 (0,29)                           | 5,31 (2,37)             |
| Linera            | 19,98 (6,26)     | 9,41 (3,51)             | 100,33 (15,42)                    | 8,34 (6,80)  | 1739,40 (975,44)      | 26,70 (13,70) | 2,85 (1,84)                           | 1,71 (1,55)                           | 0,17 (0,20)                           | 4,73 (2,38)             |
| Puente Las Tropas | 20,03 (6,55)     | 6,40 (2,31)             | 68,53 (13,56)                     | 8,90 (7,30)  | 1685,60 (932,33)      | 31,01 (13,61) | 2,68 (1,98)                           | 1,88 (1,26)                           | 0,23 (0,06)                           | 4,80 (2,35)             |
| Ruta Prov. N° 6   | 20,39 (5,29)     | 3,54 (0,40)             | 38,47 (7,909)                     | 9,64 (6,90)  | 1578,40 (657,73)      | 17,55 (16,52) | 3,35 (2,78)                           | 1,51 (1,35)                           | 0,46 (0,36)                           | 4,60 (2,34)             |
| Puente Petrel     | 20,70 (5,65)     | 3,41 (0,97)             | 36,47 (4,52)                      | 8,20 (6,90)  | 1409,80 (531,23)      | 14,88 (2,29)  | 4,03 (2,00)                           | 1,70 (0,65)                           | 0,55 (0,189)                          | 5,90 (1,71)             |
| Reserva Ecológica | 20,70 (5,32)     | 0,92 (0,45)             | 9,63 (3,98)                       | 9,14 (7,20)  | 1446,00 (456,36)      | 20,10 (4,11)  | 3,88 (1,71)                           | 1,23 (1,20)                           | 0,31 (0,41)                           | 7,08 (2,28)             |
| Ruta Nac. N° 9    | 20,59 (5,94)     | 1,86 (0,75)             | 20,0 (7,89)                       | 8,11 (6,90)  | 1528,80 (549,34)      | 15,78 (2,21)  | 3,78 (1,979)                          | 0,66 (0,39)                           | 0,39 (0,55)                           | 6,19 (2,50)             |

**Tabla 3.** Valores medios y desvíos estándar (entre paréntesis; salvo para pH) de las variables físicas, químicas y biológicas consideradas en el río Luján por sitio muestreado. (Periodo 2004-2005). <sup>1</sup>Material particulado en suspensión. <sup>2</sup>Material particulado orgánico. (Cont.)

|                   | Cloruros (mg/l)    | Clorofila <i>a</i> (µg/l) | DBO <sub>5</sub> (mg Oxígeno/l) | DQO (mg Oxígeno/l) | M.P.S. <sup>1</sup> (mg/l) | M.O. <sup>2</sup> (mg/l) | Fosfatos (PRs) (mg P-PO <sub>4</sub> /l) |
|-------------------|--------------------|---------------------------|---------------------------------|--------------------|----------------------------|--------------------------|--|
| A° El Durazno     | 295,0<br>(28,79)   | 71,80<br>(39,91)          | 11,70<br>(2,78)                 | 82,55<br>(42,26)   | 32,87<br>(21,85)           | 23,90<br>(14,34)         | 1,63<br>(0,48)                           |
| A° Los Leones     | 172,83<br>(112,36) | 71,29<br>(41,55)          | 4,90<br>(0,00)                  | 47,97<br>(31,16)   | 51,12<br>(6,29)            | 10,66<br>(4,62)          | 0,20<br>(0,23)                           |
| M. J. García      | 285,67<br>(62,58)  | 37,44<br>(22,23)          | 4,90<br>(0,00)                  | 51,63<br>(29,65)   | 25,17<br>(16,79)           | 6,02<br>(3,66)           | 0,62<br>(0,24)                           |
| Ruta 41           | 176,33<br>(88,36)  | 18,55<br>(12,52)          | 5,35<br>(0,61)                  | 44,90<br>(21,95)   | 14,17<br>(9,19)            | 4,25<br>(1,56)           | 0,61<br>(0,21)                           |
| Puente            | 257,33<br>(56,32)  | 24,0<br>(29,53)           | 7,15<br>(2,10)                  | 51,25<br>(21,24)   | 15,21<br>(6,71)            | 7,44<br>(3,59)           | 0,93<br>(0,40)                           |
| Puente            | 230,17<br>(61,31)  | 23,95<br>(20,63)          | 5,10<br>(0,40)                  | 42,63<br>(23,71)   | 13,28<br>(5,60)            | 5,04<br>(4,15)           | 1,03<br>(0,08)                           |
| Olivera           | 118,87<br>(59,70)  | 43,72<br>(63,34)          | 5,38<br>(0,75)                  | 58,38<br>(29,52)   | 14,61<br>(8,35)            | 5,40<br>(2,05)           | 0,92<br>(0,33)                           |
| Linera            | 108,77<br>(48,22)  | 34,04<br>(45,04)          | 8,38<br>(3,12)                  | 58,88<br>(20,80)   | 28,73<br>(14,40)           | 10,44<br>(3,12)          | 0,80<br>(0,27)                           |
| Puente Las Tropas | 113,50<br>(76,68)  | 14,67<br>(10,01)          | 6,30<br>(1,66)                  | 64,23<br>(30,87)   | 19,58<br>(15,64)           | 4,82<br>(2,60)           | 0,92<br>(0,34)                           |
| Ruta Prov. N° 6   | 91,27<br>(61,26)   | 40,28<br>(44,67)          | 16,70<br>(21,54)                | 45,25<br>(6,48)    | 24,51<br>(7,76)            | 8,80<br>(2,58)           | 1,20<br>(0,44)                           |
| Puente Petrel     | 141,80<br>(56,32)  | 16,03<br>(10,59)          | 12,18<br>(5,40)                 | 64,35<br>(11,57)   | 31,32<br>(14,16)           | 16,10<br>(4,41)          | 1,29<br>(0,47)                           |
| Reserva Ecológica | 161,67<br>(59,289) | 42,44<br>(22,72)          | 7,98<br>(2,52)                  | 53,95<br>(30,56)   | 20,43<br>(1,67)            | 11,48<br>(2,04)          | 1,36<br>(0,73)                           |
| Ruta Nac. N° 9    |                    |                           |                                 |                    |                            |                          |  |

Tabla 4. Listado de especies halladas en las muestras de biofilm.

## ESPECIES

### Bacillariophyta

*Achnanthes minutissima* Kütz.  
*Achnanthes* sp.  
*Amphipleura pellucida* (Kütz.) Kütz.  
*Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz.  
*Cocconeis placentula* Ehr.  
*Cyclotella meneghiniana* Kütz.  
*Cymbella minuta* Hilse  
*Denticula elegans* Kütz.  
*Gomphonema angustatum* (Kütz) Rabh.  
*Gomphonema parvulum* Kütz.  
*Melosira varians* C.A. Ag.  
*Navicula cryptocephala* Kütz.  
*Navicula cuspidata* (Kütz.) Kütz.  
*Navicula pygmaea* Kütz.  
*Navicula* sp.  
*Neidium* sp.  
*Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm.  
*Nitzschia amphibia* Grun.  
*Nitzschia dissipata* (Kütz) Grun.  
*Nitzschia lacunarum* Hust.  
*Nitzschia linearis* (Ag.) W.Sm.  
*Nitzschia palea* (Kütz) W. Sm.  
*Nitzschia paleaceae* Grun.  
*Nitzschia sigma* (Kütz) W. Sm.  
*Pinnularia braunii* (Grun.) Cl.  
*Pinnularia divergens* W. Sm.  
*Pinnularia gibba* Ehr.  
*Surirella linearis* W. Sm.  
*Surirella ovata* Kütz.  
*Surirella robusta* Ehr.  
*Synedra ulna* (Nitz.) Ehr.

### Cyanophyta

*Anabaena* sp  
*Lyngbya limnetica* Lemm.  
*Lyngbya martesiana* Menegh.  
*Lyngbya nordgardbii* Will.  
*Lyngbya* sp.  
*Merismopedia* sp.  
*Oscillatoria chlorina* Kutz.  
*Oscillatoria limosa* Agardh.  
*Phormidium fragile* (Menegh.) Gom.  
*Rivularia*

### Chlorophyta

*Ankistrodesmus* sp.  
*Chaetophora*  
*Chlorella* sp.  
*Cladophora glomerata* (L.) Kütz.  
*Closterium* sp.  
*Coleochaete* sp.  
*Oedogonium* sp.  
*Scenedesmus*  
*Ulothrix* sp.

### Euglenophyta

*Euglena* sp.  
*Euglena viridis*  
*Phacus* sp.

*Tabla 5. Modificación de las asociaciones de algas del biofilm en los sitios muestreados. \* Corresponde a géneros tolerantes incluidos entre los 10 más tolerantes a la polución orgánica, y especies tolerantes incluidas entre las 10 más tolerantes (Palmer, 1969).*

|                   | Riqueza de Especies | Diversidad (Índice de Shannon) | Abundancia (N° de individuos/cm <sup>2</sup> ) | Número de Géneros Tolerantes* | Número de Especies Tolerantes* |
|-------------------|---------------------|--------------------------------|--|-------------------------------|--------------------------------|
| A° El Durazno     | 18                  | 1,23                           | 2.766.264                                      | 4                             | 1                              |
| A° Los Leones     | 21                  | 2,84                           | 194.609  | 6                             | 3                              |
| M. J. García      | 17                  | 3,38                           | 79.575   | 6                             | 4                              |
| Ruta 41           | 21                  | 2,29                           | 3.184.742                                      | 4                             | 1                              |
| Puente Goldney    | 17                  | 2,93                           | 1.327.183                                      | 4                             | 2                              |
| Puente Olivera    |                     |                                |  |                               |                                |
| Linera            | 12                  | 2,09                           | 444.568  | 4                             | 1                              |
| Puente Las Tropas | 13                  | 1,85                           | 850.273  | 4                             | 1                              |
| Ruta Prov. N° 6   | 31                  | 3,12                           | 537.835  | 5                             | 5                              |
| Puente Petrel     | 27                  | 3,48                           | 837.811  | 5                             | 4                              |
| Reserva Ecológica | 5                   | 1,35                           | 1.083.707                                      | 2                             | 1                              |
| Ruta Nac. N° 9    | 20                  | 3,71                           | 274.549  | 4                             | 3                              |

**Tabla 6.** Correlaciones significativas ( $p < 0,05$ ) entre variables físicas, químicas y biológicas del agua, y variables del biofilm.  
Se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman.

|                             | Bacillariophyta | Cyanophyta | Chlorophyta | Euglenophyta | Diversidad | Abundancia | Riqueza |
|-----------------------------|-----------------|------------|-------------|--------------|------------|------------|---------|
| Oxígeno                     |                 |            |             | 0,70         |            |            |         |
| % Saturación O <sub>2</sub> |                 |            |             | 0,68         |            |            |         |
| Conductividad               |                 |            |             | 0,61         |            |            |         |
| Nitrógeno total             |                 |            |             |              |            | 0,58       |         |
| DBO                         |                 |            |             |              | -0,63      |            |         |
| DQO                         |                 |            |             |              | -0,60      |            |         |
| Materia Orgánica            |                 |            |             |              | -0,56      |            |         |
| Fosfatos                    |                 |            |             | -0,67        |            |            |         |

**Tabla 7.** Correlaciones significativas (\*  $p < 0,05$ ) y altamente significativas (\*\*  $p < 0,01$ ) entre variables del biofilm. Se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman.

|                 | Cyanophyta | Chlorophyta | Euglenophyta | Diversidad | Abundancia | Riqueza |
|-----------------|------------|-------------|--------------|------------|------------|---------|
| Bacillariophyta | -0,99**    |             |              |            |            | 0,75**  |
| Cyanophyta      |            |             |              | -0,61*     |            | -0,75** |
| Chlorophyta     |            |             | 0,83**       |            |            |         |
| Euglenophyta    |            |             |              |            |            |         |
| Diversidad      |            |             |              |            |            | 0,64*   |
| Abundancia      |            |             |              |            |            |         |

En este estudio la comunidad de biofilm tuvo dominancia de Bacillariophyta dentro de un amplio rango de condiciones químicas del agua y de dimensiones del curso. La estación CL11, que resultó diferente por la dominancia de Cyanophyta, está ubicada a la altura de la Reserva Ecológica en Pilar, en el límite entre los sectores medio y bajo de la cuenca. Este lugar, si bien es superado en algunos parámetros de contaminación por el arroyo El Durazno, aparece como uno de los más contaminados, ya que presentó un déficit de oxígeno mayor, conjuntamente con altas concentraciones de materia orgánica en suspensión, altas DBO y DQO. Estas características registradas a la altura de la Reserva Ecológica podrían explicarse por la influencia del importante caudal de efluentes industriales de la zona, ya sean provenientes del Parque Industrial como de otras industrias, los que generan una acumulación de sedimentos con alto contenido orgánico. Por otro lado, las condiciones en el arroyo El Durazno en la cabecera de cuenca son de muy fuerte alteración, pero se debe considerar que se trata de un arroyo muy pequeño, en el que el vuelco de efluentes puede por momentos constituir una parte importante del caudal total. Esta situación se revierte aguas abajo en cuanto confluyen tributarios y el caudal del curso va aumentando, o sea que hay una importante dilución, como se nota en la estación CL03 (M. J. García), posterior a la confluencia de los arroyos El Durazno y Los Leones. Debido a esta circunstancia son las estaciones CL02 y CL03 las que mejor describen una situación de baja alteración antrópica del curso de agua. A

su vez, a partir de la estación Ruta provincial 6 (CL09), el río parece no tener capacidad de asimilar ni procesar los materiales que transporta y recibe, a diferencia de lo que ocurre en tramos anteriores –por ejemplo la concentración de fosfatos (PRS) desciende levemente entre las estaciones CL07 y CL08, y la de oxígeno aumenta entre CL05 y CL07-. Por otro lado, la DBO tiene claros incrementos a la altura de la Reserva Ecológica y se incrementa –aunque en menor medida– en los sitios Puente Goldney, Puente Las Tropas y Ruta 6.

En cuanto a la respuesta del biofilm, en la cabecera de cuenca, en el arroyo El Durazno luego del desagüe de la industria láctea, se incrementa la proporción de Cyanophyta y aunque hay alta densidad de organismos la diversidad es baja. En el arroyo Los Leones la diversidad es mayor que en El Durazno, y están representados otros grupos, como Euglenophyta y Chlorophyta. En la estación 3 la diversidad sigue alta aunque el número de organismos es bajo. Aparentemente la unión de ambos arroyos produce el incremento de diversidad aunque no se mantienen las condiciones para sustentar un alto número de Cyanophyta. También debe considerarse que esta estación reúne varios géneros y especies catalogados como tolerantes (Palmer, 1969). En las siguientes estaciones (CL04 Ruta 41, y CL05 Puente Goldney) reaparecen especies de diatomeas que se hallaron en el arroyo Los Leones, y se reducen levemente la riqueza y la diversidad. Recién en las estaciones Linera y Puente Las Tropas (CL07 y CL08) disminuyen claramente la riqueza, la diversidad y la abundan-

cia de organismos. En cambio a la altura de la ruta provincial N° 6 y del puente Petrel, pese a que la abundancia de organismos no se incrementa, sí lo hacen la riqueza específica y la diversidad. Esta recuperación observable en la comunidad de biofilm se revierte a la altura de la Reserva Ecológica donde la riqueza específica y la diversidad caen abruptamente en tanto que la abundancia de organismos vuelve a incrementarse con un gran predominio de Cyanophyta. En la última estación muestreada vuelve a observarse una recuperación de la riqueza y diversidad aunque no de la abundancia de organismos, lo que puede relacionarse con la influencia incipiente de las aguas del Paraná-Plata.

Respecto de las asociaciones entre las variables fisicoquímicas y las biológicas, en los sitios con mayor contenido de materia orgánica la diversidad en el biofilm fue menor.

A su vez, las abundancias de Cyanophyta y Bacillariophyta se comportaron de manera opuesta, en tanto que Euglenophyta y Chlorophyta variaron conjuntamente; y mientras Bacillariophyta fue determinante de la riqueza, la presencia de Cyanophyta resultó en la dominancia de pocas especies.

Las características analizadas en el biofilm indican claramente casos evidentes de deterioro de la calidad del agua en el arroyo El Durazno y en la Reserva Ecológica de Pilar. Hay situaciones de disminución de diversidad producidas a la altura de Linera y puente Las Tropas que podrían atribuirse a desagües industriales ya que es donde la relación DQO/DBO presenta valores más altos por lo

que sería necesario realizar un estudio más específico en la zona. Diversos autores han citado cambios en la comunidad perifítica expuesta a fuentes puntuales como las que se mencionan (Economou-Amili, 1980; Stewart, 1995). Sin embargo, cuando la contaminación es de tipo difusa, como el incremento de nutrientes o materia orgánica, los cambios pueden confundirse con modificaciones en otras variables como la luz, la corriente y el tipo de sustrato (Smith *et al.*, 1999).

En este caso, el estudio del biofilm permite complementar el de la calidad del agua, y brinda una perspectiva acerca de la capacidad de recuperación o grado de deterioro en los distintos sitios estudiados. No obstante, para indagar acerca de los potenciales efectos de la agricultura o ganadería practicadas en la cuenca habría que tener en cuenta otras variables como la clorofila *a* (Heinonen, 1984; Mattilla y Räsänen, 1998) conjuntamente con el peso seco libre cenizas (Pizarro y Alemanni, 2005) y algunos parámetros del funcionamiento del biofilm, como las actividades de exoenzimas o capacidad de biodegradación (Montuelle *et al.*, 2010) que permitirían realizar interpretaciones más ajustadas entre las variaciones registradas en el biofilm y en la calidad del agua, incrementando el uso potencial de esta comunidad en estudios de monitoreo.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido resultado de un subsidio del Instituto Nacional del Agua (INA) como parte de un estudio diagnóstico sobre la calidad del agua del río

Luján efectuado por el LECA-CETUA de dicho organismo, por convenio con la presidencia del Comité Regional A de la Cuenca del río Luján en el año 2004. Agradecemos el apoyo de la Dirección de Medio Ambiente de la Municipalidad de Luján para el trabajo de campo y de laboratorio y las correcciones de los evaluadores que mejoraron sustancialmente la calidad del manuscrito.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aizaki, M.** 1980. Removal and excretion of dissolved organic matter by periphyton community grown in eutrophic river water. *The Japanese Journal of Limnology*, 46 (3): 159-168.
- Alberdi, J. L., M. E. Sáenz, W. D. Di Marzio y M. del C. Tortorelli.** 1992. Estudio de la calidad de agua del río Luján. Parte 1. Resúmenes II Congreso Latinoamericano de Ecología. 67-68. Caxambú.
- Andrade, M. I.** 1986. Factores de deterioro ambiental en la cuenca del Río Luján. Contribución del Instituto de Geografía, Facultad de Filosofía y Letras (UBA), 224 pp. Buenos Aires.
- APHA (American Public Health Association).** 1992. Standard methods for the examination of water and waste water. APHA, Washington DC, 1268 pp.
- Branco, S. M.** 1984. Limnología Sanitaria, Estudio de la Polución de Aguas Continentales. Monografía N° 28. OEA.
- Cattaneo, A. y J. Kalff.** 1979. Primary production of algae growing on natural and artificial aquatic plants: A study of interactions between epiphytes and their substrate. *Limnology and Oceanography*. 14: 1031-1037.
- Club de Ciencias.** 1974. Saneamiento del Río Luján. Concejo Deliberante, Ciudad de Luján. 1-31, Luján.
- Del Giorgio, P. A., A. L. Vinocur, R. L. Lombardo y H. G. Tell.** 1991. Progressive changes on the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river- a multivariate approach. *Hydrobiologia*, 224: 129-154. Ghent.
- Di Marzio, W., M. E. Sáenz, J. L. Alberdi, M. del C. Tortorelli y S. Galassi.** 2005. Risk assessment of domestic and industrial effluents unloaded into a freshwater environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61: 380-391.
- Economou-Amili, A.** 1980. Periphyton analysis for the evaluation of water quality in running Waters of Greece, *Hydrobiologia* 74: 39-48.
- Giorgi, A., M. Banchemo, S. Rivelli, O. Clarenso y W. Cuevas.** 1999. Algunas variables indicativas de la calidad del agua del río Luján en su tramo medio. Actas VII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales. 155-162. 1999.
- Giorgi, A. y L. Malacalza.** 2002. Effect of an industrial discharge on water quality and periphyton structure in a pampean stream. *Environmental Monitoring and Assessment* 75: 107-119.

- Heinonen, P.** 1984. Early warning of eutrophication in rivers by analysis of periphyton chlorophyll *a*. *En:* D. Pascoe y R. W. Edwards (Eds.) *Freshwater Biological Monitoring*, Pergamon Press, Oxford: 45-52.
- Lindstrom, Eli-Anne.** 1991. Use of periphyton for monitoring rivers in Norway. *En:* B. A. Whitton, E. Rott y G. Friedrich (Eds.) *Use of algae for monitoring rivers*, Institut for Botanik, Universitat Innsbruck: 139-150.
- McCormick, P.V., P.S. Rawlik, K. Lurding, E.P. Smith y F. H. Sklar.** 1996. Periphyton-water quality relationships along a nutrient gradient in the northern Florida Everglades. *Journal of North American Benthological Society.* 15(4):433-449
- Mattila, J. y R. Räisänen.** 1998. Periphyton growth as an indicator of eutrophication; an experimental approach. *Hydrobiologia* 377: 15-23.
- Montuelle, B., U. Dorigo, A. Bérard, B. Volat, A. Bouchez, A. Tiili y V. Godoy.** 2010. The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: an overview of the Ardieres-Morcille experimental watershed (France). *Hydrobiologia.* 657: 123-141.
- O' Farrell, I.** 2003. Utilización de índices biológicos en la evaluación de la calidad de agua del tramo inferior del río Luján (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *En:* G. Alsina (Ed.) *Las aguas bajan turbias en la región metropolitana del Gran Buenos Aires*, Universidad Nacional de General Sarmiento y Ediciones Al Margen: 157 pp.
- Palmer, C. M.** 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution, *Journal of Phycology*, 5: 78-82.
- Pizarro, H. y M. E. Alemanni.** 2005. Variables físico-químicas del agua y su influencia en la biomasa del perifiton en un tramo inferior del Río Luján (Provincia de Buenos Aires). *Ecología Austral*, 15: 73-88.
- Round, F.** 1993. A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river water quality. *Methods for the examination of waters and associated materials.* Her Majesty's Stationery Office. Londres, Reino Unido. 65pp
- Sala, J. M.** 1972. Contribución al conocimiento geohidrológico de la porción oriental de la cuenca del río Luján y las correspondientes a los arroyos Escobar, Garín, Claro y de Las Tunas. Consejo Federal de Inversiones, 1- 49, EASNE, Buenos Aires.
- Sánchez Caro, A. y F. Momo.** 2009. Contaminación y estado ecológico de la cuenca del río Luján. pp.: 357-371. *En:* Amancay Herrera (Coord.); *Ambiente Sustentable; Compilación de Jornadas Ambientales Interdisciplinarias.* Colegio de Abogados del Distrito Judicial Mercedes (B). Orientación Gráfica Editora; 549 pp.
- Smith, V., G. Tilman y J. Nekola.** 1999. Eutrophication: Impact of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100: 170-196.
- Sournia, A. (Ed.)** 1978. *Phytoplankton manual.* UNESCO. París. 337 pp.

- Stewart, P.** 1995. Use of algae in aquatic pollution assessment. *Natural Areas Journal*, 15 (3): 234-239.
- Ventura, A. S., T. A. Maccor y F. R. Momo.** 1997. Contaminación del río Luján (Buenos Aires, Argentina). Caracterización física y química de la calidad del agua. Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología. 157. Buenos Aires.
- Wetzel, R. G., y G. E. Likens.** 1991. *Limnological analyses*. 2<sup>nd</sup> edition. Springer-Verlag, New York, 391pp.

# RESULTADO DE DIFERENTES MEDIDAS DE MANEJO TENDIENTES A OPTIMIZAR LA PESQUERÍA DE PEJERREY (*Odontesthes bonariensis*) EN LA LAGUNA COCHICÓ, ARGENTINA

M. Schwerdt<sup>1,2</sup> y A. Lopez Cazorla<sup>1,2</sup>

1. CONICET.

2. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

marceloschwerdt@yahoo.com.ar

**ABSTRACT.** The Cochicó shallow lake is part of the Encadenadas del Oeste system (Buenos Aires province, Argentina). Since 2000, the municipal state has been conducting intensive tasks to supplement silverside (*Odontesthes bonariensis*) fisheries stock by seeding and furtive fishing control, as part of the strategy to improve and protect the resource, in order to achieve a progressive increase of the silverside stock and quality. The aim of this study was to evaluate the silverside population of the Cochicó shallow lake and, consequently, the management policies that are being implemented on this resource. Sampling was performed on a three-month basis, from April 2007 to March 2008, using gillnets and a trawl net. The relative abundance in number was estimated with gillnet capture. Catch per unit effort (CPUE) in weight was calculated considering the fishing night as the unit effort. The size structure of the dominant species was described and the proportional stock density index (PSD) was calculated. *Odontesthes bonariensis* was the dominant species, with a relative abundance of more than 92%. The mean CPUE was 201.6 kg/night. This value was higher than that found in previous years (19 to 120 kg/night) using the same methodology. The dominant size ranges were 25-27 and 29-31 cm total length (Lt). The PSD were 71% and 40% for sizes with potential recreational and commercial fishing harvest, respectively. The current quality and abundance of this fishing resource is essential for the Cochicó shallow lake and is the reason why it has emerged as one of the most prestigious silverside recreational fisheries locations in Argentina.

**KEY WORDS:** silverside; management; Cochicó shallow lake.

**PALABRAS CLAVE:** pejerrey; manejo; laguna Cochicó.

## INTRODUCCIÓN

El sistema de las lagunas Encadenadas del Oeste se extiende entre los paralelos 36° 30' y 37° 30' S y los meridianos 61° 00' y 63° 30' O. La cadena de lagunas se ubica en una zona de transición climática, de un clima sub húmedo a uno semiárido, por lo que los ambientes están afectados por alternancias entre períodos

secos y húmedos que inciden sobre los niveles de agua y en consecuencia, sobre las comunidades de peces que las habitan (Quirós *et al.*, 2002). Las lagunas principales que componen el sistema, presentadas de este a oeste, son: Alsina, Cochicó, del Monte, del Venado y Epecuén. Están orientadas en dirección nordeste-sudoeste y poseen cotas altimétricas descendentes y un marcado incremento de

conductividad, en el mismo sentido (IA-TASA, 1994; Gómez y Toresani, 1998; González Uriarte, 1998).

Las Encadenadas del Oeste de la provincia de Buenos Aires tienen una rica historia de aprovechamiento del recurso pejerrey (López *et al.*, 1994; Baigún y Delfino, 2003; Zallocco, 2003). La historia productiva del sistema se inicia a principio del siglo XX. Hasta 1930, las lagunas Alsina, Cochicó y del Monte, eran arrendadas para el desarrollo de la pesca comercial, con rendimientos pesqueros de 600.000 kg anuales y récord, en 1925, de 1.273.000 kg (Baigún y Delfino, 2003; Zallocco, 2003).

Entre 1950 y 1980 se produjo la institucionalización del sector pesquero comercial, con la creación de dos cooperativas en los años 1959 y 1973. Durante este período, se destaca la convivencia entre la pesca comercial y deportiva, con actividades realizadas de modo conjunto, tal como la Primera Fiesta Provincial del Pejerrey, efectuada en la laguna Cochicó en el año 1974. El rendimiento promedio de pesca durante estas tres décadas fue cercano al millón de kilos por año, contemplando las capturas efectuadas en las lagunas que presentaban poblaciones de pejerrey aprovechables: Alsina, Cochicó, del Monte y del Venado (Zallocco, 2003).

A partir de la década de 1980 y principalmente como consecuencia del intento fallido, por parte del poder ejecutivo local, de establecer un monopolio que comercialice la totalidad de la pesca efectuada por las cooperativas (Proyecto GUAMIPEZ SA, 1987), el sector pesquero comercial pasó a la clandestinidad (Zallocco, 2003). La sistemática cancelación de los permisos

de pesca durante dos décadas, causaron la desaparición de las cooperativas y en consecuencia la destrucción de un sector productivo centenario.

A partir del año 1999, el cambio de gobierno municipal motivó el desarrollo de medidas de manejo que priorizaron la pesca deportiva y recreacional, sin lugar ni legalidad para la pesca comercial. Entre las medidas implementadas se destacan: la instalación de una estación de piscicultura a orillas de la laguna Cochicó, alcanzando producciones promedio de cuatro millones de alevinos por período reproductivo; una participación activa en el manejo hídrico del sistema, a través del Comité de Cuenca del Río Salado Subregión C; estudios limnológicos e ictiológicos, al menos con frecuencia anual, realizados por personal municipal y/o por técnicos del Ministerio de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires; operativos de control de la pesca con redes de modalidad clandestina, con más de 18 km de redes secuestradas desde 2003, entre otras.

El objetivo del trabajo fue evaluar la población de pejerrey de la laguna Cochicó en relación al manejo que el estado municipal viene implementando y complementariamente, describir la estructura de la comunidad de peces que habita el cuerpo lagunar.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las capturas de peces se efectuaron en tres sitios de la laguna Cochicó, seleccionados al azar, con frecuencia trimestral, entre mayo de 2007 y febrero de 2008. Los artes de captura empleados fueron una batería de redes de enmalle compues-

ta por los siguientes tamaños de malla: 15; 19; 21; 25; 28; 32; 36; 40; 52,5 y 70 mm de distancia entre nudos y 25 metros de largo de relinga cada paño y una red de arrastre a la costa, de 15 m de ancho y copo colector con apertura de malla de 6 mm de distancia entre nudos. Las redes de enmalle se calaron al atardecer y se recogieron al amanecer del día siguiente, permaneciendo 12 horas en el agua en cada lugar de muestreo. La red de arrastre fue jalada desde ambos extremos, logrando cubrir en cada lance una superficie costera de aproximadamente 0,05 ha.

Se identificaron las especies capturadas mediante la utilización de claves (Ringuelet *et al.*, 1967a) y listados de especies (López *et al.*, 2003; Liotta, 2005). A cada individuo se le registró la longitud total (Lt) y longitud estándar (Lst) al mm inferior y el peso húmedo total (Pt) con una precisión de 0,1 g.

Se calculó la riqueza específica y la diversidad específica ( $H'$ ) a través del índice de Shannon-Wiener,  $H' = -(\sum p_i \cdot \log_2 p_i)$ , para cada uno de los sitios de muestreo (Margalef, 1977 y Zar, 1999). Los valores de  $H'$  fueron analizados mediante ANOVA doble sin réplica. Se estimó la abundancia relativa de cada especie, en número, por arte de pesca y para el total de la captura.

Para pejerrey, se calculó la captura por unidad de esfuerzo en peso (CPUE: Kg/noche de pesca) y el índice de densidad proporcional de stock (PSD), para tallas con potencial aprovechamiento pesquero deportivo-recreacional (pejerreyes con talla superior a 25 cm de longitud total) y comercial (pejerreyes con longitud total mayor o igual a 29 cm) (Anderson, 1980; Baigún y Anderson, 1993). Los valores

de CPUE estacionales fueron comparados a través de la prueba de Diferencias Mínimas Significativas de Fisher (DMS).

En las campañas de muestreo se registraron los siguientes parámetros físico-químicos del agua: temperatura, pH, conductividad, sólidos disueltos totales, transparencia y color y las variables ambientales: temperatura (mínima y máxima), dirección del viento y profundidad de los sitios de muestreo.

Utilizando registros de la Dirección de Turismo de la Municipalidad de Guaminí, se indagó sobre la cantidad de pescadores que ingresaron a la laguna Cochicó y la cantidad de personas habilitadas para actuar como guías de pesca. El número de pescadores que ingresaron por año, para el período 2005-2010, pudo establecerse con alta precisión debido a que la laguna cuenta con un único acceso, por lo que cada vehículo que ingresa es registrado a través de un sistema tipo molinete.

## RESULTADOS

En la Tabla 1 se presentan las variables físicas, químicas y ambientales registradas en cada época de muestreo.

Se capturaron 13959 ejemplares con las redes de enmalle y 1084 con la red de arrastre, totalizando 15043 individuos en las cuatro campañas de pesca (Tabla 2). Los peces retenidos pertenecieron a ocho especies agrupadas en cinco familias y cuatro órdenes.

La riqueza específica varió entre 5 y 8 y  $H'$  no presentó diferencias significativas entre lugares ( $p = 0,26$ ) ni entre épocas del año ( $p = 0,13$ ), con un valor medio anual bajo ( $H'_{\text{medio}} = 0,395$ ).

La comunidad de peces estuvo ampliamente dominada por pejerrey, con una abundancia relativa total de 92,7% (Tabla 2).

La CPUE no presentó diferencias significativas en el año entre muestreos ( $p > 0,14$ ) y su valor medio fue 201,6 kg por noche de pesca, muy superior a la encon-

trada en años anteriores (19 a 120 kg/noche de pesca) (Tabla 3).

Los rangos de tallas dominantes fueron 25-27 y 29-31 cm de Lt y los PSD fueron de 71% y 40% para tallas con potencial aprovechamiento pesquero recreacional-deportivas y comerciales, respectivamente.

**Tabla 1.** Fechas de muestreo, parámetros físico-químicos registrados *in situ* y observaciones a campo efectuadas en la laguna Cochicó.

|                                 | Otoño 2007     | Invierno 2007  | Primavera 2007 | Verano 2008 |
|---------------------------------|----------------|----------------|----------------|-------------|
| Fecha                           | 2 al 9/05      | 30/7 al 1/8    | 31/10 al 6/11  | 19 al 21/2  |
| Temperatura del agua (°C)       | 12,8           | 6              | 18             | 27,3        |
| pH                              | 10,8           | 10,5           | 9,7            | 10,4        |
| Conductividad (mS/cm)           | 10,22          | 9,36           | 9,25           | 9,54        |
| Sólidos disueltos totales (g/l) | 7,29           | 7,11           | 6,48           | 7,60        |
| Secchi (m)                      | 0,23           | 0,28           | 0,18           | 0,43        |
| Color Agua                      | verde-amarillo | verde-amarillo | verde-amarillo | verdoso     |
| Profundidad (m)                 | 2,2            | 2,5            | 3,5            | 2,6         |
| Temp. Amb. Mín. media (°C)      | -2             | 2              | 2              | 19          |
| Temp. Amb. Máx. media (°C)      | 19             | 15             | 28             | 34          |
| Direcciones del viento por día  | SO-S-N         | NO-S-E         | O-O-NO         | E-E-N       |

**Tabla 2.** Número de ejemplares capturados, por especie, arte de captura y total, en la laguna Cochicó, provincia de Buenos Aires, en cuatro muestreos realizados entre mayo de 2007 y febrero de 2008.

| Especies                       | Arrastres   |       | Enmalles     |       | Total        |       |
|--------------------------------|-------------|-------|--------------|-------|--------------|-------|
|                                | N           | %     | N            | %     | N            | %     |
| <i>Odontesthes bonariensis</i> | 311         | 28,69 | 13630        | 97,64 | 13941        | 92,67 |
| <i>Cheirodon interruptus</i>   | 523         | 48,25 | 0            | 0,00  | 523          | 3,48  |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i>    | 25          | 2,31  | 309          | 2,21  | 334          | 2,22  |
| <i>Jenynsia multidentata</i>   | 181         | 16,70 | 0            | 0,00  | 181          | 1,20  |
| <i>Bryconamericus iberingi</i> | 40          | 3,69  | 0            | 0,00  | 40           | 0,27  |
| <i>Astyanax eigenmanniorum</i> | 0           | 0,00  | 16           | 0,11  | 16           | 0,11  |
| <i>Cyprinus carpio</i>         | 1           | 0,09  | 4            | 0,03  | 5            | 0,03  |
| <i>Cyphocharax voga</i>        | 3           | 0,28  | 0            | 0,00  | 3            | 0,02  |
| <b>Total</b>                   | <b>1084</b> |       | <b>13959</b> |       | <b>15043</b> |       |

**Tabla 3.** CPUE en número y en peso y PSD de tallas comerciales, de pejerrey de la laguna Cochicó, provincia de Buenos Aires. Se presenta la altura sobre el nivel del mar del nivel de la laguna para cada época de estudio, como indicador de la variación hidrométrica.

| Fecha      | CPUE(N°) | CPUE(P)   | PSD   | Nivel de agua | Fuente                             |
|------------|----------|-----------|-------|---------------|------------------------------------|
| feb-00     | 268,8    | 33,6 kg   | 18,0% | 105,44 msnm   | Remes Lenicov <i>et al.</i> , 2003 |
| may-02     | 252,3    | 18,9 kg   | 1,3%  | 106,27 msnm   | Remes Lenicov <i>et al.</i> , 2003 |
| jul-03     | 267,8    | 26,1 kg   | 3,0%  | 106,00 msnm   | Remes Lenicov <i>et al.</i> , 2003 |
| oct-dic-03 | 921,7    | DNC       | 0,46% | 105,50 msnm   | Saad, 2004a                        |
| abr-04     | 420,5    | 53,69 kg  | DNC   | 105,18 msnm   | Saad, 2004b                        |
| abr-05     | 562,7    | 72,68 kg  | DNC   | 105,19 msnm   | Saad, 2005                         |
| jun-06     | 706,8    | 121,27 kg | 38,3% | 104,55 msnm   | Schwerdt, 2006                     |
| may-07     | 1258,0   | 220,05 kg | 36,9% | 104,75 msnm   | Schwerdt y Lopez Cazorla (Actual)  |
| jul-07     | 740,7    | 154,83 kg | 52,8% | 104,84 msnm   | Schwerdt y Lopez Cazorla (Actual)  |
| nov-07     | 1004,1   | 188,79 kg | 41,1% | 105,10 msnm   | Schwerdt y Lopez Cazorla (Actual)  |
| feb-08     | 1527,4   | 247,82 kg | 30,0% | 105,05 msnm   | Schwerdt y Lopez Cazorla (Actual)  |

En la Figura 1, se ilustra el incremento de pescadores recreacionales-deportivos que ingresaron a la laguna Cochicó entre 2005 y 2010, junto al aumento sustancial de la oferta de guías de pesca habilitados para trabajar en este ambiente, durante el período 2004-2010. El número de pescadores que escogieron la laguna Cochicó se duplicó entre 2005 y 2009, con un récord de 21027 ingresantes, en el año 2008. Este incremento del número de pescadores que escogieron la laguna Cochicó provocó una demanda creciente en todos los servicios del sector turístico, reflejado en el crecimiento de personas que se volcaron a trabajar en el servicio de guías de pesca, pasando de 10 guías habilitados en el año 2004, a 51 en el año 2010.

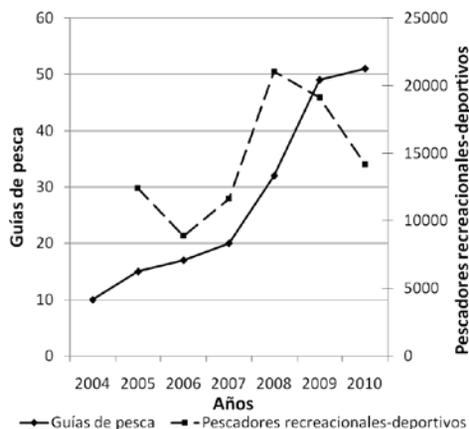


Figura 1. Número de guías de pesca inscriptos en el Municipio de Guaminí y número de pescadores recreacionales-deportivos que ingresaron, por año, en la laguna Cochicó, para el período 2004-2010.

## DISCUSIÓN

La laguna Cochicó es uno de los principales centros de pesca de pejerrey del

país. Se trata de un ambiente lagunar mesohalino, con pH fuertemente alcalino y baja transparencia, característico de cuerpos de agua eutróficos a hipereutróficos (Ringuelet *et al.*, 1967b). Es un cuerpo de agua naturalmente muy productivo (López *et al.*, 1994), lo que se refleja en una rica historia de aprovechamiento pesquero comercial, durante el siglo pasado y un marcado desarrollo como pesquero recreacional y deportivo, en la primera década del siglo XXI (Baigún y Delfino, 2003; Zallocco, 2003).

De las 18 especies mencionadas históricamente para la laguna Cochicó (Ringuelet, 1975; López *et al.*, 1994 y 2001; Miquelarena y López, 1995; Schwerdt y Lopez Cazorla, 2009), sólo se capturaron ocho taxones. La disminución de la riqueza y diversidad específica, está relacionada con la continua bajante del nivel de agua de la laguna, con la consiguiente reducción de ambientes y el aumento de la concentración de los componentes químicos del ambiente (Schwerdt y Lopez Cazorla, 2010).

El marcado dominio de pejerrey, representando el 92,7% de la ictiofauna de la laguna Cochicó, cobra mayor relevancia al asociarlo con el valor de CPUE estimado, el cual fue el más alto de los obtenidos desde el año 2000. Tanto la CPUE como la PSD se han incrementado significativamente en la última década (Tabla 3). La cantidad y calidad actual de este recurso son la base fundamental para que la laguna Cochicó haya podido posicionarse como uno de los más prestigiosos pesqueros deportivos de pejerrey de Argentina.

El exitoso desarrollo pesquero deportivo de la laguna Cochicó, se debe a factores que actúan sinérgicamente, tales como las propiedades ambientales intrínsecas de la laguna y las medidas de manejo implementadas, especialmente sobre el ambiente y el recurso pesquero.

Uno de los indicadores que permiten dimensionar el éxito alcanzado por la laguna Cochicó como pesquero deportivo, es el incremento notorio del número de publicaciones de divulgación en revistas especializadas en este deporte. Entre 2001 y 2005, algunas publicaciones empezaban a anunciar el resurgimiento de la laguna, con destacados títulos como “Cochicó vuelve” o “Cochicó renace” (Panorama de Pesca, 2001 y 2004; Weekend, 2005), y para el año 2008, el número de notas aumentaba sustancialmente y los comentarios sobre la evolución favorable de la pesquería de Cochicó eran unánimes, en todas las revistas y suplementos de los diarios con mayor tirada del país (Clarín, 2008; Panorama de Pesca, 2008; Pesca Salvaje, 2008; Buenos Aires Herald, 2009).

El incremento de artículos periodísticos referidos a Cochicó, podría pensarse como parte de una posible estrategia de marketing para posicionar a la laguna como pesquero y competir con aquellos cuerpos de agua más cercanos a las grandes ciudades, especialmente a Buenos Aires. Sin embargo, al analizar datos socio-económicos del período en cuestión, se puede ratificar fácilmente el buen momento productivo de la laguna. Ésta, además de ser tapa de revistas, aloja en la actualidad a más de 50 personas que trabajan como guías de pesca, sector que

entre 2004 y 2010 creció el quinientos por ciento, como consecuencia del mayor ingreso de pescadores a la laguna.

### AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue subsidiado por la SGCyT PGI 24B/143 y contó con el apoyo del Municipio de Guaminí.

### BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, R.** 1980. Proportional stock density (PSD) and relative weight (Wr): interpretative indices for fish populations and communities. En: Gloss, S. y B. Shupp (eds.). Practical fisheries management: more with less in the 1980's. Amer. Fish. Soc., New York Chapter, Ithaca, New York: 23-33.
- Baigún, C. y R. Delfino.** 2003. Sobre ferrocarriles, lagunas y lluvias: Características de las pesquerías del pejerrey en la cuenca del río Salado (Prov. Buenos Aires). *Biología Acuática*, 20: 12-18.
- Baigún, C. y R. Anderson.** 1993. The use of structural indices for the management of Pejerrey (*Odontesthes bonariensis*, Atherinidae) in argentine lakes. *J. North Amer. Fish. Manag.*, 13: 600-608.
- Gómez, S. y N. Toresani.** 1998. Las Pampas. En: Canevari, P.; D. Blanco; E. Bucher; G. Castro e I. Davison (eds.). Evaluación de los humedales de América del Sur. *Wetlands International* 46: 97-113. Versión online [www.wetlands.org](http://www.wetlands.org).
- González Uriarte, M.,** 1998. Descripción regional. En: González Uriarte, M. y G. Orioli (eds.). Carta Geoambiental del Partido de Guaminí (Provincia de Buenos Aires). Editorial de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca: 27-54.
- IATASA.** 1994. Estudio de sistematización de la cuenca del río Salado. 1° Etapa: Plan Director de la cuenca de las lagunas Encadenadas del Oeste y cuenca superior del arroyo Vallimanca. Informe General 1 (1): 13 pp. Ministerio de Obras y Servicios Públicos de la Provincia de Buenos Aires, La Plata.
- Liotta, J.** 2005. Distribución geográfica de los peces de aguas continentales de la República Argentina, Serie Documentos N° 3. ProBiota, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, 701 pp.
- López, H., A. Miquelarena y R. Menni.** 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. Serie Técnica y Didáctica N° 5. ProBiota, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, 85 pp.
- López, H., C. Baigún, J. Iwaszkiw, R. Delfino y O. Padín.** 2001. La cuenca del Salado: Uso y posibilidades de sus recursos pesqueros, EDULP, La Plata, 60 pp.
- López, H., O. Padín y J. Iwaszkiw.** 1994. Biología pesquera de las lagunas encadenadas del sudoeste, provincia de Buenos Aires. En: Estudio de sistematización de la cuenca del río Salado. 1° Etapa: Plan Director de la

- cuenca de las lagunas Encadenadas del Oeste y cuenca superior del arroyo Vallimanca, Anexo IV.3, Ministerio de Obras y Servicios Públicos de la Provincia de Buenos Aires, La Plata, 3 (8): 64 pp.
- Margalef, R.** 1977. Ecología. Ed. Omega, Barcelona, 951 pp.
- Miquelarena, A. M. y H. L. López.** 1995. Fishes of the lagunas Encadenadas (Province of Buenos Aires, Argentina). A wetland of international importance. *Forum* 5(1): 48-53.
- Quirós, R., J. Rosso, A. Rennella, A. Sosnovsky y M. Boveri.** 2002. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia, Caracas, Venezuela* 27 (11): 584-591.
- Remes Lenicov, D., D. Colautti y G. Berasain.** 2003. Laguna Cochicó, Partido de Guaminí. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Informe técnico N° 41. Dir. de Desarrollo Pesquero, Subsec. de Actividades Pesqueras, Provincia de Buenos Aires 13 pp.
- Ringuelet, R.** 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 (3): 122 pp.
- Ringuelet, R., R. Aramburu y A. Alonso de Aramburu.** 1967a. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigación Científicas, Provincia de Buenos Aires, 602 pp.
- Ringuelet, R., A. Salibián, E. Claverie y S. Ilhero.** 1967b. Limnología química de las lagunas pampásicas (Provincia de Buenos Aires). *Physis* 27(74): 201-221.
- Saad, D.** 2004a. Informe técnico. Estudio pesquero de la laguna Cochicó, con particular interés en la población de pejerrey. Área de Piscicultura, Municipalidad de Guaminí, 13 pp.
- Saad, D.** 2004b. Informe técnico. Relevamiento pesquero. Laguna: Cochicó. Área de Piscicultura, Municipalidad de Guaminí, 12 pp.
- Saad, D.** 2005. Informe técnico. Relevamiento pesquero. Laguna: Cochicó. Área de Piscicultura, Municipalidad de Guaminí, 13 pp.
- Schwerdt, M.** 2006. Relevamiento ictiológico de la laguna Cochicó, partido de Guaminí. Área de Recursos Naturales, Municipalidad de Guaminí, 14 pp.
- Schwerdt, M. y A. Lopez Cazorla.** 2009. Nuevas citas y ampliación de la distribución de la ictiofauna del Sistema de las Encadenadas del Oeste, provincia de Buenos Aires. En: N. Cazzaniga y H. Arelovich (Eds.) *Ambientes y Recursos del Sudoeste Bonaerense: Producción, contaminación y conservación (Actas de las V Jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste Bonaerense)*, Bahía Blanca: 433-443.
- Schwerdt, M. y A. Lopez Cazorla.** 2010. Dinámica estacional de la ictiofauna de la laguna Cochicó, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Agrociencia*, XIV (3): 228.
- Zalocco, B.** 2003. Apogeo y crisis de la pesca comercial en el partido de Guaminí. *En: M. C. Vaquero y M. N. Cernadas de Bulnes (Eds.) II Jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste Bonaerense, Tomo III*, Bahía Blanca: 633-646.

Zar, J. 1999. Biostatistical analysis. Four edition. Prentice hall, 663 pp.

#### OTRAS FUENTES

Buenos Aires Herald, 2009. Laguna Cochicó: Pejerreyes pese a la sequía. Pesca, Caza y Aventura. Año 7, N° 83: 24-28. Abril – Mayo, 2009.

Clarín, 2008. La elegida: Cochicó. Suplemento Pesca y Náutica: 4-5. Viernes 22 de Agosto, 2008.

Panorama de Pesca, 2001. Cochicó regresa con toda sus fuerzas. Año XI, N° 116: 28-30. Julio, 2001.

Panorama de Pesca, 2004. Cochicó renace. Año XIV, N° 151: 10-12. Junio, 2004.

Panorama de Pesca, 2008. Vientos bravos en Cochicó. Año XVIII, N° 205: 66-67. Diciembre, 2008.

Vida Salvaje, 2008. Cochicó: La laguna ya mostró sus credenciales. Año X, N° 130: 36-40. Mayo, 2008.

Weekend, 2005. Pejerreyes, lo que se viene. Año XXXIII, N°391: 56-61.



# TOLERANCIA A LA SALINIDAD DE DOS CLADÓCEROS HALÓFILOS AUTÓCTONOS: *Daphnia menucoensis* Y *Moina eugeniae* (ARTROPODA, CRUSTACEA)

A. M. Vignatti<sup>1</sup>, J. C. Paggi<sup>2</sup>, S. A. Echaniz<sup>1</sup> y G. C. Cabrera<sup>1</sup>

1. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam. Avenida Uruguay 151. 6300. Santa Rosa, La Pampa

2. Instituto Nacional de Limnología (CONICET). Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo (3000) Santa Fe.

[aliciavignatti@exactas.unlpam.edu.ar](mailto:aliciavignatti@exactas.unlpam.edu.ar)

**ABSTRACT.** The zooplankton of the saline lakes of central Argentina includes several native species of crustaceans. Among cladocerans, *Daphnia menucoensis* Paggi, 1996 and *Moina eugeniae* Olivier, 1954 are two of the most frequent species in these environments. However, there is no information on their ecophysiological aspects, such as tolerance to different salinities, which may contribute to a better understanding of their geographic and temporal distribution. The aim of this study was to determine the survival of neonates of both species by means of 48-h acute tests (without food or renewal of the medium) at 16 and 18 different salt concentrations. The concentration of total dissolved solids at which the most abundant populations of these species were detected under natural conditions was considered as the "control" or "optimal concentration". *M. eugeniae* was more tolerant to increased salinity than *D. menucoensis*, since 62% of the neonates of the former survived up to 31 g.l<sup>-1</sup>, whereas more than 50% of the individuals of the latter survived up to 24 g.l<sup>-1</sup>. In salinities below the "control" concentration, the tolerance limit was different to that recorded in the field, since both species survived at concentrations below 1 g.l<sup>-1</sup>, whereas in natural conditions they were recorded only as from 7 g.l<sup>-1</sup> (*M. eugeniae*) and 5 g.l<sup>-1</sup> (*D. menucoensis*).

**KEY WORDS:** *Daphnia menucoensis*, *Moina eugeniae*, saline lakes

**PALABRAS CLAVE:** *Daphnia menucoensis*, *Moina eugeniae*, lagos salinos

## INTRODUCCIÓN

Aunque algunas características de la biota de los lagos salinos y su relación con algunos factores ambientales, son relativamente conocidas (Bos *et al.*, 1996; Evans *et al.*, 1996; Williams, 1998; Herbst, 2001 y Hall y Burns, 2003), la tolerancia a la salinidad elevada de los animales que habitan aguas epicontinentales es poco conocida, en particular en el caso de invertebrados que carecen de la movilidad necesaria

para abandonar los hábitats afectados por cambios en este parámetro (Ghazy *et al.*, 2009). Así, hay relativamente poca información disponible sobre las respuestas y adaptaciones de organismos provenientes de agua dulce que hayan colonizado aguas salinas, tales como los cladóceros (Freitas y Rocha, 2011). Entre éstos, la mayoría son exclusivos de aguas de baja salinidad, aunque algunas especies se han adaptado a ambientes de elevada concentración de sólidos disueltos (Ghazy *et al.*, 2009).

Además de ser escaso el conocimiento ecológico sobre estas especies, existe una tendencia mundial a la salinización de los cuerpos de agua epicontinentales (Rahel y Olden, 2008), lo que incrementa la necesidad de estudios que permitan contar con información sobre la ecología de estos organismos.

Entre los aportes realizados a nivel experimental sobre la influencia de la salinidad en cladóceros zooplantónicos, se cuentan la determinación de las respuestas de *Daphnia carinata* (Hall y Burns, 2002), el análisis de la reproducción y supervivencia de *Moina hutchinsoni* (Martínez-Jerónimo y Espinosa-Chávez, 2005), el estudio de los efectos de salinidades crecientes sobre la dinámica poblacional de algunas especies (Sarma *et al.*, 2006), la determinación de los efectos de la salinidad sobre poblaciones de *Daphnia magna* (Martínez-Jerónimo y Martínez-Jerónimo, 2007; Ghazy *et al.*, 2009), habiéndose detectado en todos los casos efectos negativos sobre diferentes parámetros poblacionales.

En 2007, Jeppesen *et al.* analizaron los efectos de la salinidad en el marco del modelo de los estados alternativos de los lagos someros, haciendo particular referencia a la desaparición de especies del género *Daphnia* a medida que aumenta la salinidad. Este género se habría originado en aguas dulces, en las que tiene su mayor distribución (Peters, 1987; Teschner, 1995), de forma que en América del Norte, sobre un total de 35 especies sólo una, *Daphnia salina*, habita aguas de elevada salinidad (Hebert *et al.*, 2002). Más recientemente, Heine-Fuster *et al.* (2010) estudiaron las respuestas osmorregulatorias y demográficas de *Daphnia exilis*,

una especie halofílica potencialmente invasora en Chile y sugirieron que la colonización de ambientes disturbados por la salinización le confiere una considerable ventaja, ya que actuarían como refugios químicos frente a enemigos naturales.

En Argentina existen numerosos ambientes de salinidad elevada, sobre todo en la región semiárida central y norte de Patagonia. Estos ecosistemas se caracterizan por tener asociaciones de especies de cladóceros y copépodos con algunos elementos diferentes a los registrados en otros continentes, debido a la presencia de numerosos endemismos con sus propios patrones biogeográficos (Paggi, 1998; Battistoni, 1998; Menu-Marque y Locascio de Mitrovich, 1998; Menu-Marque *et al.*, 2000; Adamowicz *et al.*, 2004; Boxshall y Defaye, 2008, Forró *et al.*, 2008). En estos ambientes, generalmente lagos someros temporarios, las especies halófilas *Daphnia menucoensis* y *Moina eugeniae* son los cladóceros más frecuentes y de más amplia distribución (Paggi, 1998; Echaniz *et al.* 2006; Vignatti *et al.*, 2007).

Aunque se conocen aspectos de la biología de estas especies en condiciones naturales (Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007; Echaniz *et al.*, 2010), se carece de información sobre algunos aspectos ecofisiológicos, tales como su tolerancia a diferentes salinidades, que contribuyan a explicar su distribución geográfica y temporal, sobre todo considerando que la salinidad es una de las dimensiones del nicho ecológico que afectan la distribución de los cladóceros (Ghazy *et al.*, 2009). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue determinar la supervivencia de neonatos de *D. menucoensis* y *M. euge-*

*niae* mediante ensayos agudos en diferentes concentraciones salinas. Se consideró como "control", la concentración de sólidos disueltos totales en la que se detectaron las poblaciones más abundantes de estas especies en condiciones naturales (Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007, Echaniz *et al.*, 2010).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron ensayos en laboratorio equivalentes a los que, en ecotoxicología, se denominan de toxicidad aguda, tomando como indicador del efecto la inmovilidad o muerte del individuo.

Para contar con los ejemplares necesarios para la realización de los ensayos se recolectó sedimento del fondo seco de Utracán, una laguna salada de la provincia de La Pampa, donde *D. menucoensis* y *M. eugeniae* son integrantes habituales del zooplancton, para obtener nuevas poblaciones a partir de los efipios del "banco de huevos". El sedimento fue colocado en un tanque de 300 litros, al aire libre. En el mismo se mantuvieron las características fisicoquímicas del agua similares a las de la laguna original en las ocasiones en que se registraron las especies. Una vez desarrolladas y establecidas las poblaciones de ambas, se retiraron hembras partenogenéticas y se aclimataron en laboratorio por separado, en dos acuarios de 20 litros durante 60 días. Los neonatos, (de no más de 24 horas) producidos por las hembras seleccionadas fueron los utilizados en los ensayos.

El medio de experimentación se preparó empleando agua desmineralizada a la que se le agregaron sales secas precipita-

das, provenientes de la misma laguna de la que se obtuvo el sedimento. Se le adicionó NaCl hasta obtener proporciones iónicas aproximadas a las encontradas en el agua de la laguna en muestreos previos. Esta corrección en la composición se realizó ya que las sales secas precipitadas contenían mayor proporción de sulfatos que la registrada en el agua de la laguna. Esta situación es común en lagos salados ya que cuando la salinidad total aumenta, los sulfatos alcanzan el punto de saturación y precipitan, mientras que los cloruros siguen aumentando (Bucher *et al.*, 2006).

Los ensayos se realizaron en tubos de vidrio de 20 ml en los que se colocaron 5 neonatos por tratamiento, preparándose 4 réplicas por cada concentración. Fueron ensayos estáticos (sin recambio del medio y sin alimentación) y las observaciones se hicieron cada 12 horas, teniendo en todos los casos, una duración total de 48 horas. El fotoperíodo al que estuvieron expuestos los tratamientos fue de 8/16 horas (oscuridad y luz respectivamente). La iluminación fue brindada por dos tubos fluorescentes de 18 Watts, controlados por un temporizador. La temperatura se mantuvo constante en  $22 \pm 1^\circ\text{C}$ .

Los ensayos con *D. menucoensis* se hicieron con 16 diferentes concentraciones (crecientes y decrecientes) aplicando un factor de 1,3 a una salinidad inicial de 14 g.l<sup>-1</sup>. En el caso de *M. eugeniae*, se realizaron con 18 diferentes concentraciones, también aplicando un factor 1,3 pero a una salinidad de 24 g.l<sup>-1</sup>. Ambos valores (14 y 24 g.l<sup>-1</sup>), fueron considerados el "óptimo hipotético en condiciones naturales" para cada especie, ya que fueron las concentraciones de sólidos disueltos

en las que se detectaron las poblaciones más abundantes de *D. menucoensis* y *M. eugeniae* respectivamente, tanto en estudios anteriores (Echaniz *et al.*, 2006), como en observaciones a campo previas al presente estudio. Debido a esto, fueron considerados el “grupo control” durante los ensayos.

Los resultados obtenidos fueron analizados estadísticamente (Sokal y Rohlf, 1995; Zar, 1996). A efectos de determinar diferencias entre tratamientos se utilizó el análisis no paramétrico de Kruskal Wallis y se realizó el test *a posteriori* de Dunnet para detectar qué tratamientos presentaron diferencias significativas respecto del grupo control.

## RESULTADOS

### Ensayos con *Daphnia menucoensis*

Al finalizar los ensayos se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ( $H = 54,27$ ;  $p = 0,0000$ ) y el test *a posteriori* indicó que los diferentes fueron el correspondiente a la menor salinidad y los tres de mayor concentración (Tabla 1), pero no hubo diferencias en los resultados registrados a las 48 horas entre los tratamientos comprendidos entre 0,78 y 18 g.l<sup>-1</sup> (Tabla 1).

Los ensayos mostraron que aún a una concentración de 0,015 g.l<sup>-1</sup>, algunos neonatos (40%) sobrevivieron a las 48 horas y la mortalidad del 60% de los ejemplares

**Tabla 1.** Resultados del test *a posteriori* de Dunnet de los ensayos con *D. menucoensis*. Los valores en negrita indican diferencias significativas con respecto al “control”.

| Concentración (g.l <sup>-1</sup> ) | 12 hs           | 24 hs           | 36 hs           | 48 hs           |
|------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| 0,015                              | <b>0,000039</b> | <b>0,000521</b> | <b>0,000006</b> | <b>0,000006</b> |
| 0,78                               | 0,999996        | 1,000000        | 0,999552        | 0,245607        |
| 1,02                               | 1,000000        | 1,000000        | 0,830113        | 0,937022        |
| 1,72                               | 0,987582        | 0,998251        | 0,102436        | 0,076986        |
| 2,23                               | 0,987582        | 0,998251        | 0,102436        | 0,245607        |
| 2,9                                | 0,987582        | 0,998251        | 0,102436        | 0,076986        |
| 3,77                               | 1,000000        | 1,000000        | 0,102436        | 0,076986        |
| 4,9                                | 1,000000        | 1,000000        | 0,999552        | 0,999944        |
| 6,37                               | 1,000000        | 1,000000        | 1,000000        | 1,000000        |
| 8,28                               | 1,000000        | 1,000000        | 0,830113        | 0,937022        |
| 10,77                              | 1,000000        | 1,000000        | 1,000000        | 1,000000        |
| 14                                 | <b>Control</b>  | <b>Control</b>  | <b>Control</b>  | <b>Control</b>  |
| 18                                 | 0,999996        | 1,000000        | 0,830113        | 0,937022        |
| 24                                 | 1,000000        | 1,000000        | 0,999552        | <b>0,000022</b> |
| 31                                 | 0,326107        | <b>0,000055</b> | <b>0,000006</b> | <b>0,000006</b> |
| 40                                 | <b>0,000006</b> | <b>0,000006</b> | <b>0,000006</b> | <b>0,000006</b> |

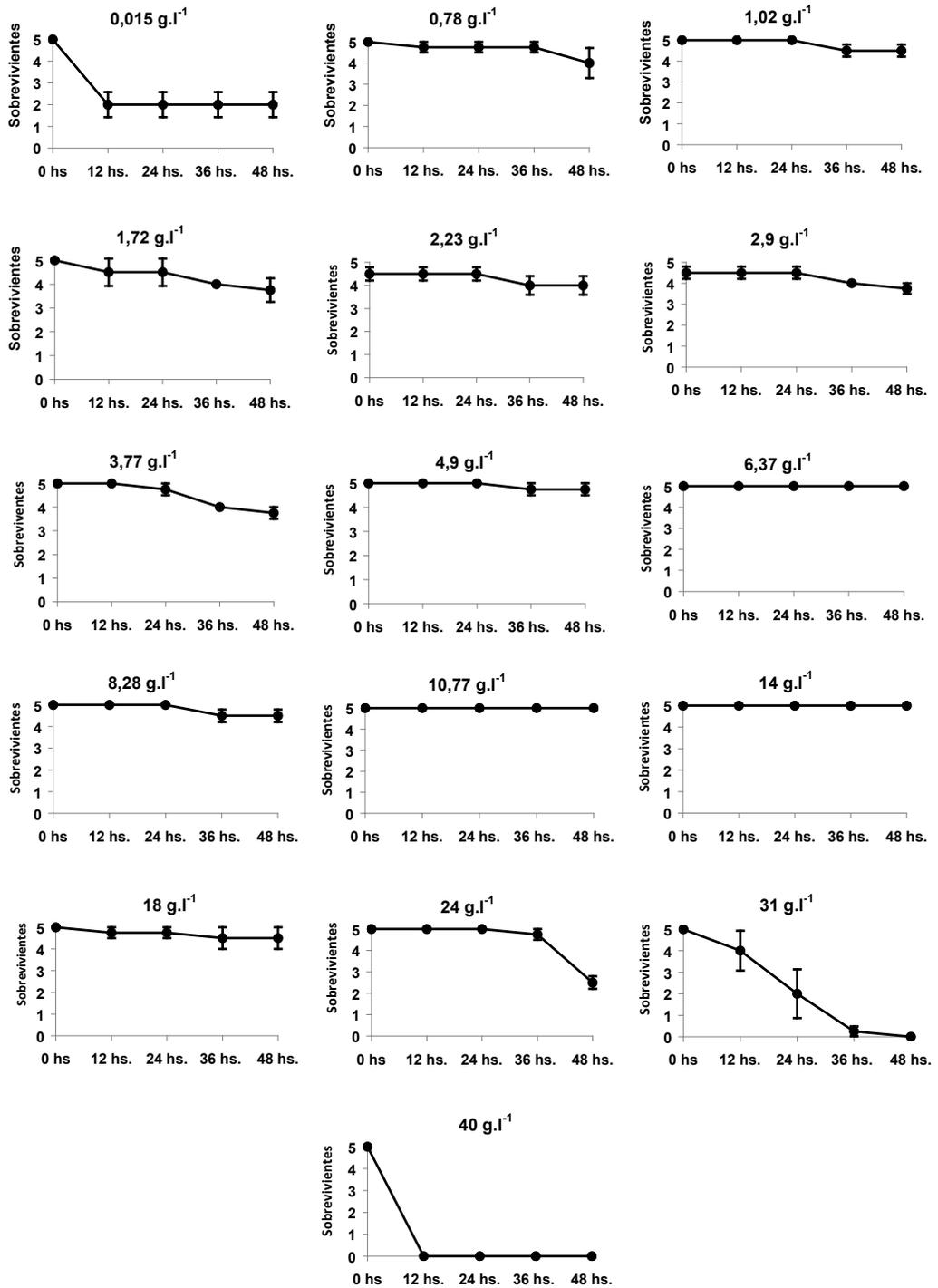


Figura 1. Resultados de los ensayos agudos con *D. menucoensis* a salinidades crecientes.

se registró al cabo de las primeras 12 horas (Fig. 1). En los tres tratamientos de salinidades más elevadas, el comportamiento de los neonatos difirió. En el de 24 g.l<sup>-1</sup>, las primeras bajas se registraron a partir de las 36 horas, de manera que las diferencias estadísticamente significativas con respecto al control sólo se encontraron al final del ensayo. En el tratamiento con 31 g.l<sup>-1</sup>, si bien algunas bajas se detectaron a las 12 horas, las diferencias significativas con el control se encontraron cuando habían transcurrido 24 horas. Finalmente, en el ensayo realizado con una concentración de 40 g.l<sup>-1</sup>, las diferencias significativas

con el control se detectaron a las 12 horas, momento en que habían muerto todos los ejemplares (Fig. 1; Tabla 1).

### Ensayos con *Moina eugeniae*

Se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos ( $H = 54,15$ ;  $p = 0,0000$ ). El test *a posteriori* indicó que, de forma similar al caso anterior, los que difirieron fueron el de menor concentración y los tres de mayores concentraciones, pero no se encontraron diferencias significativas a las 48 horas entre los ensayos realizados entre 0,78 y 24 g.l<sup>-1</sup> (Tabla 2).

**Tabla 2.** Resultados del test *a posteriori* de Dunnet de los ensayos con *M. eugeniae*. Los valores en negrita indican diferencias significativas con respecto al "control".

| Concentración (g.l <sup>-1</sup> ) | 12 hs           | 24 hs           | 36 hs           | 48 hs           |
|------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| 0,015                              | <b>0,000009</b> | <b>0,000008</b> | <b>0,000008</b> | <b>0,000008</b> |
| 0,78                               | 0,970588        | 0,970840        | 0,889190        | 0,983697        |
| 1,02                               | 0,970588        | 0,339169        | 0,889190        | 0,983697        |
| 1,32                               | 0,970588        | 0,970840        | 0,999909        | 0,999997        |
| 1,72                               | 0,970588        | 0,970840        | 0,999909        | 0,999997        |
| 2,23                               | 0,970588        | 0,970840        | 0,889190        | 0,983697        |
| 2,9                                | 0,970588        | 0,970840        | 0,999909        | 0,999997        |
| 3,77                               | 0,970588        | 0,970840        | 0,999909        | 0,983697        |
| 4,9                                | 0,970588        | 0,970840        | 0,999909        | 0,999997        |
| 6,37                               | 0,970588        | 0,970840        | 0,999909        | 0,999997        |
| 8,28                               | 0,337874        | 0,339169        | 0,889190        | 0,983697        |
| 10,77                              | 0,970588        | 0,970840        | 0,999909        | 0,999997        |
| 14                                 | 0,970588        | 0,970840        | 0,999909        | 0,999997        |
| 18                                 | 0,970588        | 0,970840        | 0,999909        | 0,983697        |
| 24                                 | <b>Control</b>  | <b>Control</b>  | <b>Control</b>  | <b>Control</b>  |
| 31                                 | 1,000000        | 0,993793        | <b>0,000645</b> | <b>0,000092</b> |
| 40                                 | <b>0,001742</b> | <b>0,000008</b> | <b>0,000008</b> | <b>0,000008</b> |
| 52                                 | <b>0,000008</b> | <b>0,000008</b> | <b>0,000008</b> | <b>0,000008</b> |

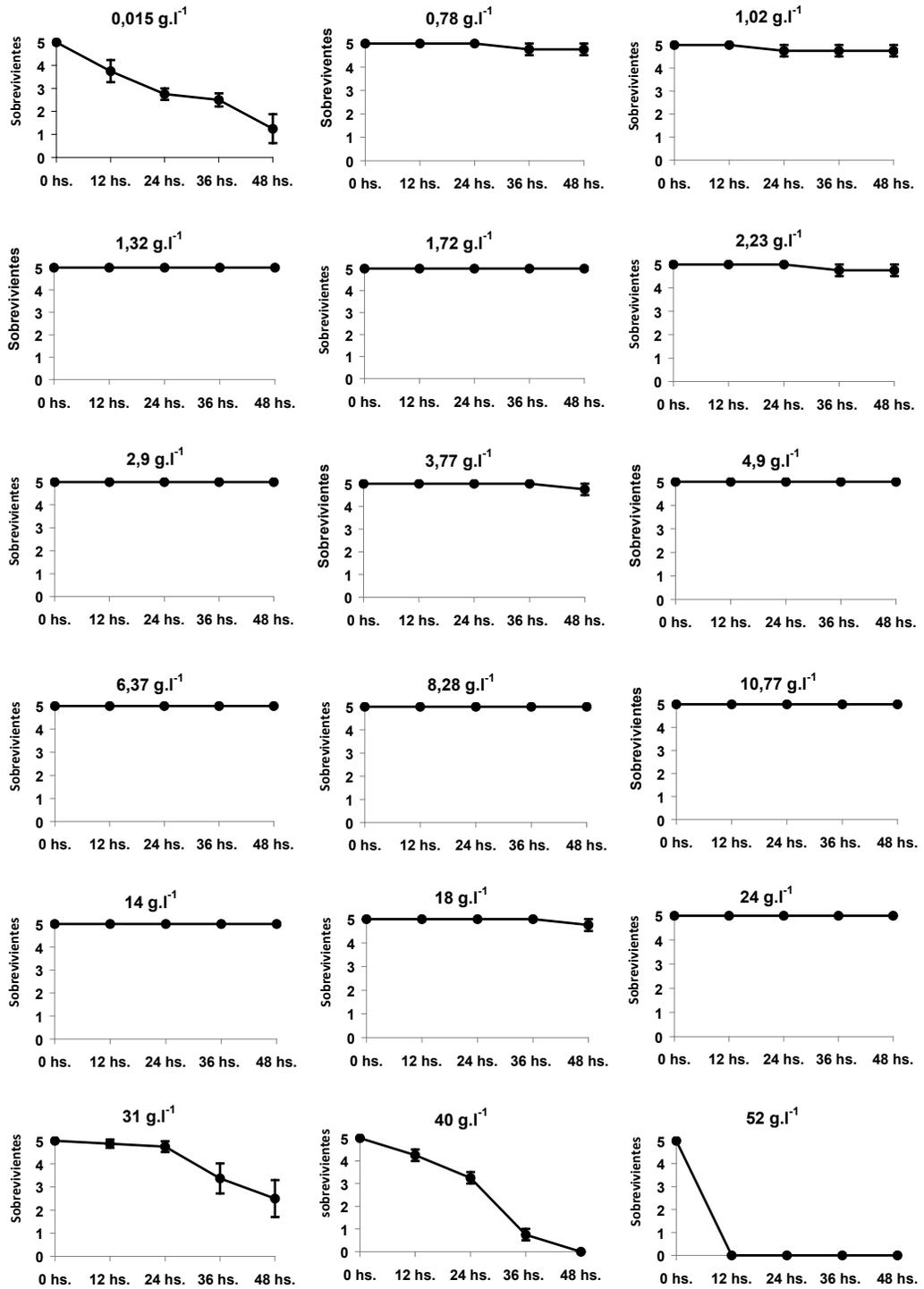


Figura 2. Resultados de los ensayos agudos con *M. eugeniae* a salinidades crecientes.

Del mismo modo que *D. menucoensis*, algunos neonatos de *M. eugeniae* expuestos a una concentración de 0,015 g.l<sup>-1</sup> sobrevivieron a las 48 horas (25%), pero la mortalidad aumentó en forma gradual (Fig. 2). En los tres tratamientos con salinidades más elevadas el comportamiento también fue diferente. En el de 31 g.l<sup>-1</sup>, las bajas se produjeron a partir de las 24 horas, de forma que el post test indicó diferencias significativas con respecto al control a las 36 horas. En los ensayos con 40 y 52 g.l<sup>-1</sup>, la muerte de los neonatos se produjo en forma inmediata, de forma que ambos tratamientos difirieron del control a las 12 horas. Sin embargo, en el primero, a las 12 horas había sobrevivido el 85% de los ejemplares, mientras la totalidad de los neonatos del tratamiento con 52 g.l<sup>-1</sup> había muerto en ese lapso (Fig. 2; Tabla 2).

## DISCUSIÓN

*M. eugeniae* fue más tolerante al aumento de salinidad que *D. menucoensis*, ya que sus neonatos sobrevivieron hasta 31 g.l<sup>-1</sup> mientras que los de la segunda lo hicieron sólo hasta 24 g.l<sup>-1</sup>. Esta situación coincidió con lo observado en condiciones naturales para las dos especies (Echaniz y Vignatti, 1996 y 2002; Vignatti *et al.*, 2007; Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2006 y 2010).

En los tratamientos con las concentraciones más reducidas, el límite de tolerancia fue diferente al registrado a campo. Los neonatos de ambas especies sobrevivieron en concentraciones inferiores a 1 g.l<sup>-1</sup> mientras que en condiciones naturales, en cuerpos de agua de

La Pampa, sólo se registraron cuando la salinidad superó los 7 g.l<sup>-1</sup> (*M. eugeniae*) y 5 g.l<sup>-1</sup> (*D. menucoensis*) (Echaniz y Vignatti, 1996 y 2002; Vignatti *et al.*, 2007; Vignatti y Echaniz, 1999; Echaniz, 2010 y Echaniz *et al.*, 2006 y 2010). Con respecto a la presencia de estos organismos en la naturaleza y su relación con la concentración salina, no debe perderse de vista que los ensayos realizados han sido de tipo agudo, tomando en cuenta como indicador del efecto sólo la muerte de los individuos. Sin embargo, en la naturaleza estos procesos de incremento o disminución súbitos de la salinidad, condiciones comparables a las de un ensayo agudo, no son frecuentes. En condiciones naturales, una población se puede extinguir luego de pocas generaciones debido al efecto negativo de la salinidad del agua, tanto mayor o menor a la óptima, sobre alguno de sus parámetros poblacionales (acortamiento del período reproductivo, disminución parcial o absoluta de la natalidad o de la fertilidad), sin involucrar en forma directa la mortalidad.

La ausencia de poblaciones de estos cladóceros en ambientes de bajas salinidades en condiciones naturales, podría deberse a que en ambientes con bajo estrés, las interacciones bióticas pueden ser más importantes que los factores físico-químicos en la estructuración de la comunidad (Herbst, 2001). *M. eugeniae* y *D. menucoensis* no resultarían exitosas en la competencia por los recursos con otras especies (co-genéricas o no), que sí estén adaptadas a bajas salinidades tales como *M. micrura* y *D. spinulata*, dos cladóceros frecuentes en cuerpos de agua de la provincia de La Pampa de salinidades

inferiores a 5-7 g.l<sup>-1</sup> (Echaniz y Vignatti, 1996). Esta es una situación que se ha registrado en otros crustáceos de aguas epicontinentales, como los del género *Artemia*, que presentan una estrategia osmorreguladora similar (Cohen, 2006) y que, en ensayos de laboratorio, presentaron un comportamiento parecido ante un descenso de la salinidad en el medio (Aladin, 1991).

Sin embargo, en ambos ensayos, los tratamientos con salinidad de 0,015 g.l<sup>-1</sup> resultaron diferentes y un alto número de neonatos murieron. Los mecanismos de osmorregulación en cladóceros dulceacuícolas consisten en reducir su carga osmótica por medio de cuerpos relativamente impermeables y al bombeo de sodio desde el citoplasma de células epiteliales a la hemolinfa (Peters, 1987; Bianchini y Wood, 2008) y por la reabsorción activa en las células del órgano nuczal (Aladin y Potts, 1995). El costo energético ocasionado por la regulación osmótica e iónica depende directamente de las velocidades de ganancia de agua y pérdida de iones y éstas son mayores cuanto mayor es el gradiente osmótico e iónico entre los líquidos corporales y el agua circundante (Hill *et al.*, 2006). Probablemente, la menor salinidad a la que se realizaron los ensayos haya expuesto a los neonatos de *D. menucoensis* y *M. eugeniae* a un gradiente osmótico e iónico tan amplio, que el costo energético necesario para regular no pudo ser solventado por las reservas de los ejemplares.

Una situación relativamente similar pudo haber ocurrido en los tratamientos con las salinidades más elevadas, ya que en medios hiperosmóticos, el ingreso de

solutos es contrarrestado por la eliminación activa que se produce, en especial, en células de los epipoditos y del órgano nuczal (Aladin y Potts, 1995), si bien la función osmorreguladora de este último en los adultos es un aspecto que continúa siendo discutido (Peñalva-Arana y Manca, 2007). Debido a que ambos procesos requieren energía, las mayores concentraciones de sólidos disueltos pudieron haber sometido a los neonatos a un gradiente osmótico e iónico entre los líquidos corporales y el agua circundante demasiado amplio, de forma que el gasto de energía no fue compatible con la vida (Hill *et al.*, 2006).

Tanto las observaciones a campo (Paggi, 1996; Echaniz *et al.*, 2006 y 2010; Vignatti *et al.*, 2007) como los ensayos de laboratorio, permiten afirmar que *D. menucoensis* se encuentra adaptada a un rango de salinidad más limitado, desde hipo hasta levemente mesosalino, mientras que *M. eugeniae*, con su mayor tolerancia, a uno mesosalino.

Así como en ambientes con bajo estrés, la estructuración de la comunidad puede depender más de interacciones bióticas (Herbst, 2001), en ambientes con condiciones de estrés fisiológico elevado como el generado por el aumento de la salinidad, los organismos capaces de tolerar esas condiciones presentarían una ventaja adaptativa, ya que les permitiría encontrar refugio contra la depredación y por lo tanto tener ventajas en la competencia con otros organismos (Herbst, 2001; Santangelo *et al.*, 2008). Esto podría explicar porque *D. menucoensis* y *M. eugeniae* están ausentes en ambientes de baja concentración de sólidos disueltos

pero son frecuentes en ambientes salinos, donde la mayoría de los organismos, sin adaptaciones especiales, están sujetos a un estrés fisiológico incompatible con su vida.

Teniendo en cuenta que pueden ocurrir cambios en los mecanismos de regulación a lo largo del desarrollo ontogenético (Bianchini y Wood, 2008), sería de importancia la realización de estudios mediante ensayos crónicos, que permitan obtener información sobre el efecto de la salinidad sobre el desarrollo y la fecundidad de estas dos importantes especies y sus consecuencias a niveles ecológicos más altos (Heine-Fuster, *et al.*, 2010).

## BIBLIOGRAFÍA

- Adamowicz, S., P. Hebert y M. C. Marinone. 2004. Species diversity and endemism in the *Daphnia* of Argentina: a genetic investigation. *Zoological Journal of the Linnean Society* (140): 171 – 205.
- Aladin N. y W. Potts. 1995. The osmoregulatory capacity of the Ostracoda. *Journal of Comparative Physiology B*, 166: 215-222.
- Aladin, N. 1991. Salinity tolerance and morphology of the osmoregulation organs in Cladocera with special reference to Cladocera of Aral sea. *Hydrobiologia*, (225): 291 -299.
- Battistoni, P. A. 1998. Capítulo 51: “Copepoda”. Pp. 519-530. En: S. Coscarón y J. J. Morrone (eds), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*. Ediciones Sur, La Plata.
- Bianchini, A. y C. M. Wood. 2008. Sodium uptake in different life stages of crustaceans: the water flea *Daphnia magna* Strauss. *The Journal of Experimental Biology*, 211: 539-547.
- Bos, D. G., B. F. Cumming, C. E. Waters y J. P. Smol. 1996. The relationship between zooplankton, conductivity and lake water ionic composition in 111 lakes from the Interior Plateau of British Columbia. *Canadian International Journal Salt Lake Research*, 5: 1-15.
- Boxshall, G. y D. Defaye. 2008. Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595:195 - 207.
- Bucher, E. H. (ed.). 2006. Bañados del río Dulce y laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). Academia Nacional de Ciencias (Córdoba, Argentina).
- Cohen, R. G. 2006. Los anostracos, ejemplo de una compleja estrategia de supervivencia. *Revista Digital Universitaria (Universidad Nacional Autónoma de México)*, 7(11): 2 – 10.
- Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi, J. Paggi y G. Cabrera. 2010. El modelo de estados alternativos de lagos someros en La Pampa: comparación de Bajo de Giuliani y El Carancho”. *Libro de Trabajos del 3° Congreso Pampeano del Agua*, 45-53.
- Echaniz, S. y A. Vignatti. 1996. Cladóceros limnéticos de la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía. UNLPam*, 9 (1):65-80.
- Echaniz, S. y A. Vignatti. 2002. Variación anual de la taxocenosis de cladóceros planctónicos (Crustacea: Bran-

- chiopoda) de una laguna de elevada salinidad (La Pampa, Argentina). *Neotrópica*, 48: 11-17.
- Echaniz, S.** 2010. Composición y abundancia del zooplancton en lagunas de diferente composición iónica de la provincia de La Pampa. Trabajo de Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Físico Químicas y Naturales.
- Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi, J. Paggi y A. Pilati.** 2006. Zooplankton seasonal abundance of South American Saline Shallow lakes. *International Review of Hydrobiology*, (91): 86 - 100.
- Evans, M., M. Arts y R. Robarts.** 1996. Algal productivity, algal biomass, and zooplankton biomass in a phosphorus-rich saline lake: deviations from regression model predictions. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences*, 53:1048-1060.
- Forró, L., N. Korovchinsky, A. Kotov y A. Petrusek.** 2008. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 177 - 184.
- Freitas, E. C. y O. Rocha.** 2011 Acute and chronic effects of sodium and potassium freshwater cladoceran *Pseudosida ramosa*. *Ecotoxicology*, 20: 88-96.
- Ghazy, M., M. Habashy, F. Kossa y E. Mohammady.** 2009. Effects of Salinity on Survival, Growth and Reproduction of the Water Flea, *Daphnia magna*. *Nature and Science*, 7(11): 28-42.
- Hall, C. y C. Burns.** 2002. Mortality and growth responses of *Daphnia carinata* to increases in temperature and salinity. *Freshwater Biology*, 47: 451-458.
- Hall, C. y C. Burns.** 2003. Responses of crustacean zooplankton to seasonal and tidal salinity changes in the coastal Lake Waiholo, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37: 31-43.
- Hebert, P., E. Remigio, J. Colbourne, D. Taylor y C. Wilson.** 2002. Accelerated molecular evolution in halophilic crustaceans. *Evolution*, 56(5): 909-926.
- Heine-Fuster, I., C. Vega Retter, P. Sabat y R. Ramos Jiliberto.** 2010. Osmoregulatory and demographic responses to salinity of the exotic cladoceran *Daphnia exilis*. *Journal of Plankton Research*, 32 (10): 1405-1411.
- Herbst, D. B.** 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.
- Hill, R. W., G. Wyse y M. Anderson.** 2006. Fisiología animal. Ed. Med. Panamericana. 916 pp.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, A. R. Pedersen, K. Jürgens, A. Strzelczak, T. L. Lauridsen y L. S. Johanson.** 2007. Salinity Induced Regime Shift in Shallow Brackish Lagoons. *Ecosystems*, (10): 47-57.
- Martínez-Jerónimo, F. y F. Espinosa-Chávez.** 2005. Notes on the reproduction and survival of *Moina butchinsoni* Brehm, 1937 (Moinidae: Anomopoda) grown in media of varying salinity. *Aquatic Ecology*, 39: 113 - 118.

- Martínez-Jerónimo F. y L. Martínez-Jerónimo.** 2007. Chronic effect of NaCl salinity on a freshwater strain of *Daphnia magna* Straus (Crustacea: Cladocera): A demographic study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 67: 411–416.
- Menu-Marque, S. A. y C. Locascio de Mitrovich.** 1998. Distribución geográfica de las especies del género *Boeckella* (Copepoda, Calanoida, Centropagidae) en la República Argentina. *Physis*, B, 56: 1- 10.
- Menu-Marque, S., J. Morrone y C. Locascio de Mitrovich.** 2000. Distributional patterns of the south american species of *Boeckella* (Copepoda: Centropagidae): a track analysis. *Journal of Crustacean Biology*, 20 (2): 262 - 272.
- Paggi, J. C.** 1996. *Daphnia* (*Ctenodaphnia*) *menucoensis* (Anomopoda; Daphniidae): a new species from athalassic saline waters in Argentina. *Hydrobiologia*, 319: 137-147.
- Paggi, J. C.** 1998. Cladocera (Anomopoda y Ctenopoda). Pp. 507-518. En: S. Coscarón & J. J. Morrone (eds), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*. Ediciones Sur, La Plata.
- Peñalva-Arana, D. C. y M. Manca.** 2007. An SEM study of the nuchal organ in *Daphnia himalaya* (nov. sp.) embryos and neonates collected from the Khumbu region (Nepalese Himalayas). *Journal of Limnology*, 66(2): 153-159.
- Peters, R. H.** 1987. Metabolism in *Daphnia*. *Memorie dell' Instituto Italiano di Idrobiologia*, 45:193–243.
- Rahel, F. J. y J. D. Olden.** 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*, 22: 521–533.
- Santangelo, J. M., R. L. Bozelli, A. Rocha y F. Esteves.** 2008. Effects of slight salinity increases on *Moina micrura* (Cladocera) populations: field and laboratory observations. *Marine and Freshwater Research*, 59: 808–816.
- Sarma, S. S., E. S. Nandini, J. Morales-Ventura, I. Delgado-Martínez y L. González-Valverde.** 2006. Effects of NaCl salinity on the population dynamics of freshwater zooplankton (rotifers and cladocerans). *Aquatic Ecology*, 40:349–360.
- Sokal, R. y F. Rohlf.** 1995. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Blume, 832 pp.
- Teschner, M.** 1995. Effects of salinity on the life history and fitness of *Daphnia magna*: variability within and between populations. *Hydrobiologia*, 307: 33–41.
- Vignatti, A. y S. Echaniz.** 1999. Presencia de *Daphnia* (*Ctenodaphnia*) *menucoensis* Paggi, 1996 en la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam*, 10 (1): 21-27.
- Vignatti, A., S. Echaniz y M. C. Marín.** 2007. El zooplancton de tres lagos someros de diferente salinidad y estado trófico en la región semiárida pampeana (Argentina). *Gayana*, 71(1): 34 – 48.
- Williams, W. D.** 1998. Salinity as a determinant of the structure of biologi-

cal communities in salt lakes. *Hydrobiologia*, 381: 191-201.

**Zar, J.H.** 1996. *Biostatistical analysis*.  
3° Ed. Prentice Hall, New Jersey, 988  
pp.