

# 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).

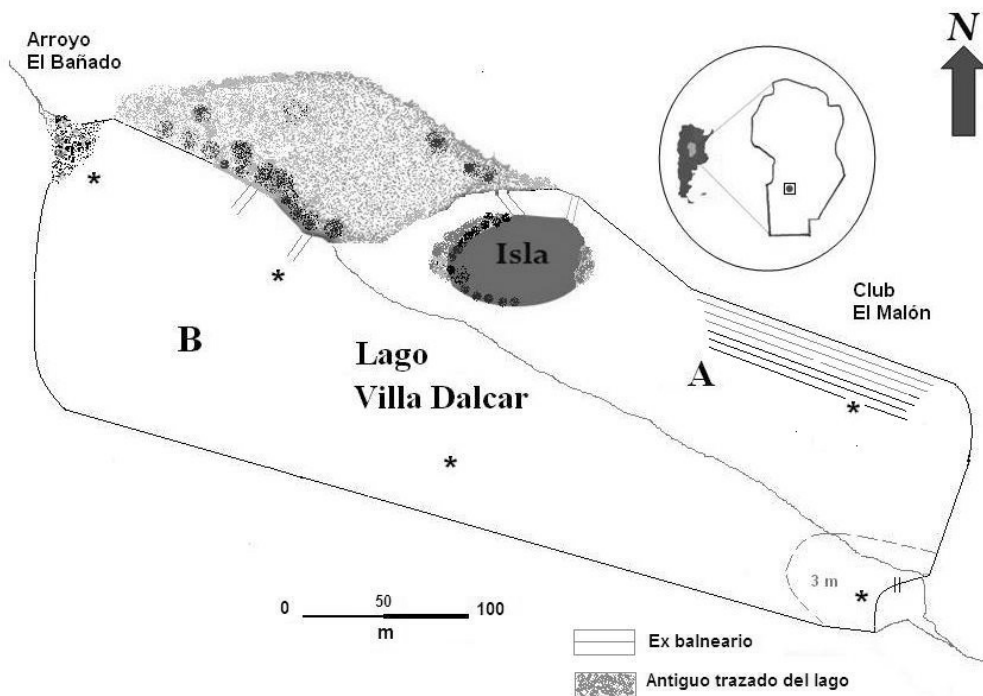


Figura 1. Ubicación geográfica del lago Villa Dalcar (A: antigua superficie; B: actual superficie; \*: estaciones de muestreo).

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

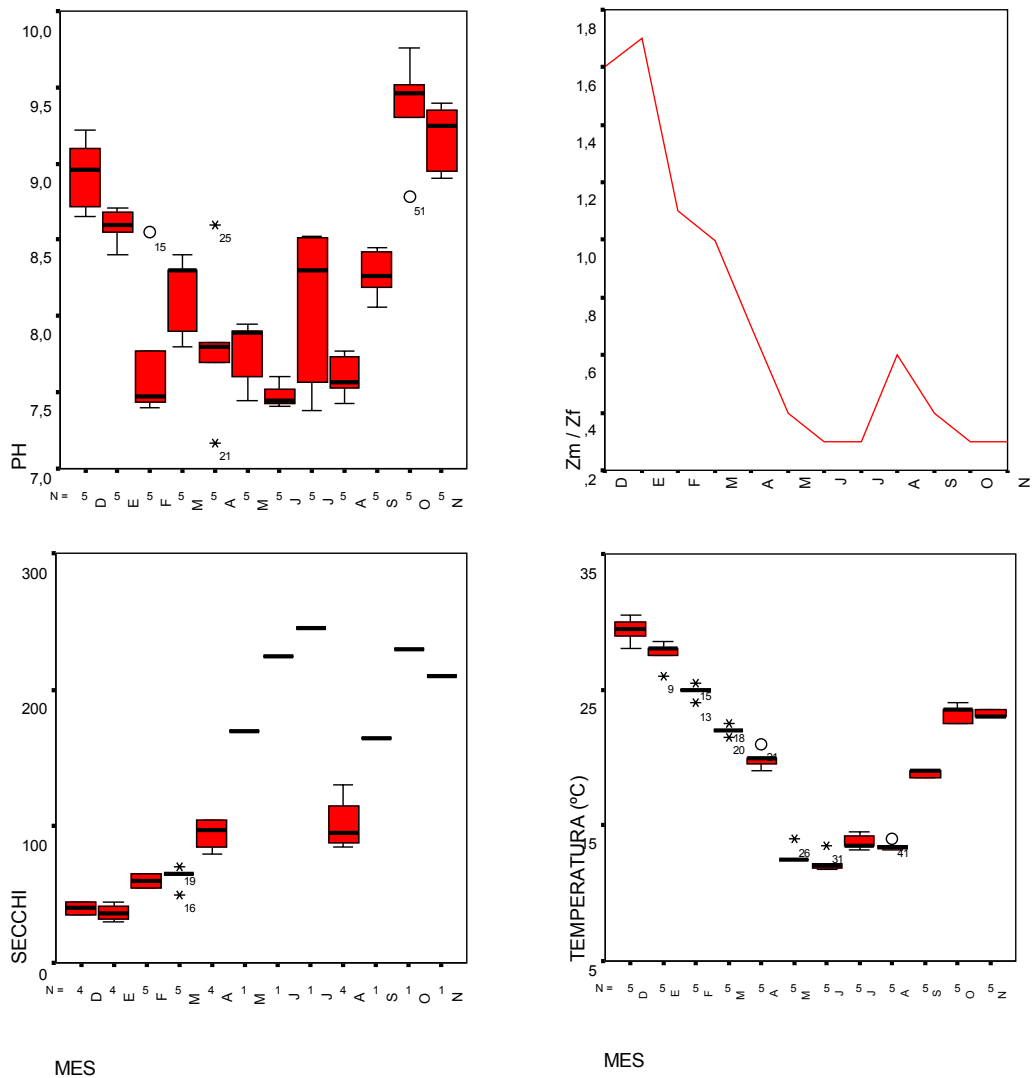


Figura 3. Registros de pH, relación  $Z_m / Z_t$ , transparencia (Secchi) y temperatura del agua del lago Villa Dalcar.

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

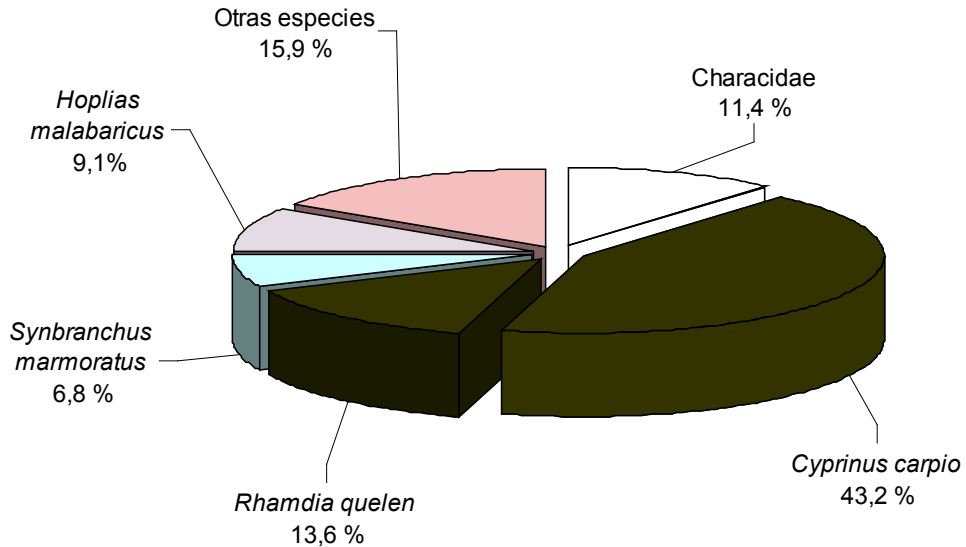


Figura 4. Distribución porcentual de las especies preferidas por los pescadores recreativos del lago Villa Dalcar.

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>Australoheros 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. Proserpi. 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.