

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⁻¹ (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 rectificadado 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).

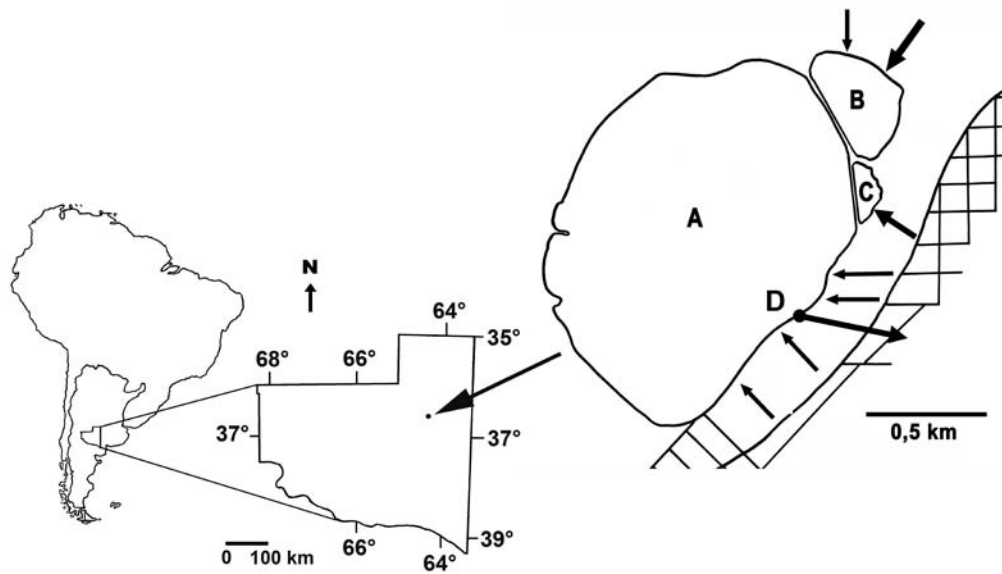


Figura 1. Localización de la laguna Don Tomás. A, B y C: cuencos en que fue dividida. D: estación de bombeo. Las flechas indican los puntos de entrada de los desagües pluviales y la salida de la estación de bombeo.

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 CO₂ 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⁻¹ (Tabla 2), con un mínimo de 7,64 mg.l⁻¹ en octubre y un máximo de 13,14 mg.l⁻¹ en marzo.

La salinidad media a lo largo del estudio fue 0,65 g.l⁻¹ (±0,07) (Tabla 2) y ascendió ligeramente desde un mínimo de 0,57 en enero, hasta un máximo de

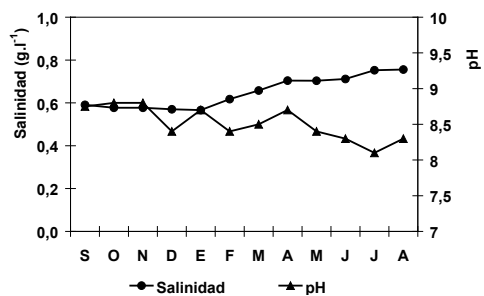


Figura 2. Variación mensual de la salinidad y el pH en el lago urbano Don Tomás durante el ciclo anual 2008-2009.

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 (°C)	Media	16,53	16,26	17,39
	Mín.-máx.	6,30 – 24,00	7,10 - 24,10	6,20 - 26,25
Transparencia (m)	Media	0,24	0,15	0,14
	Mín.-máx.	0,10 - 0,32	0,12 - 0,21	0,13 - 0,17
Salinidad (g.l ⁻¹)	Media	1,65	0,80	0,65
	Mín.-máx.	1,40 - 1,91	0,71 - 0,96	0,57 - 0,76
pH	Media	9,39	8,64	8,51
	Mín.-máx.	8,56 - 9,89	8,01 - 9,11	8,10 - 8,80
Clorofila (mg.m ⁻³)	Media		154,60	114,91
	Mín.-máx.		88,80 - 211,46	45,20 - 197,40
PT (mg.l ⁻¹)	Media		9,71	10,78
	Mín.-máx.		3,75 - 16,90	7,50 - 13,13
NT (mg.l ⁻¹)	Media		11,52	6,93
	Mín.-máx.		7,40 - 16,88	5,63 - 9,38
Oxígeno disuelto (mg.l ⁻¹)	Media		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⁻³ $\pm 55,1$) pero fluctuó entre un mínimo de 46,3 mg.m⁻³ en septiembre hasta al-

canzar concentraciones superiores a 150 mg.m⁻³ 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⁻¹ $\pm 1,98$) fue superior a la de nitrógeno total (6,93 mg.l⁻¹ $\pm 1,08$) (Tabla 2). Las

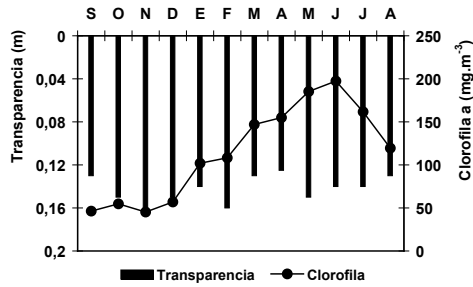


Figura 3. Variación mensual de la transparencia del agua y la concentración de clorofila a en el lago urbano Don Tomás durante el ciclo anual 2008-2009.

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
Cladóceros			
<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	-	-
Copépodos			
<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	-
Rotíferos			
<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⁻¹ en julio) y un pico primaveral que superó 20.000 ind.l⁻¹ en octubre (Fig. 4).

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

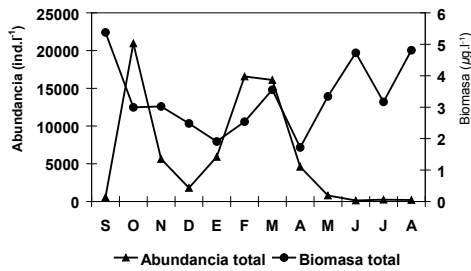


Figura 4. Variación mensual de la abundancia total y la biomasa total del zooplankton en el lago urbano Don Tomás durante el ciclo anual 2008-2009.

en noviembre, cuando alcanzaron 816,8 ind.l⁻¹, aportados especialmente por *Bosmina huaronensis*. *Diaphanosoma birgei* sólo estuvo presente en dos ocasiones y sus abundancias fueron cercanas a los 20 ind.l⁻¹. Los copépodos adultos y copepoditos presentaron una abundancia media anual de 270,3 ind.l⁻¹ ($\pm 216,8$), 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⁻¹. Los nauplios, con una densidad media anual de 540,2 ind.l⁻¹ ($\pm 591,9$), alcanzaron una densidad máxima de 1.611,7 ind.l⁻¹ en noviembre y representaron casi el 9% del total.

Los rotíferos, con una densidad media de 5.131,1 ind.l⁻¹ ($\pm 7059,5$) constituyeron el grupo más abundante, superando el 83% del total. Fueron más numerosos en octubre, cuando superaron 19.000 ind.l⁻¹, 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⁻¹ en agosto.

La biomasa de la comunidad también fue un parámetro fluctuante. Tuvo su valor mínimo en invierno, con 1,72 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (agosto) y máximo en septiembre con 5,38 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Fig. 4). Los cladóceros, con una biomasa media anual de 0,66 $\mu\text{g.l}^{-1}$ ($\pm 0,49$) 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 $\mu\text{g.l}^{-1}$). Los copépodos (adultos y copepoditos) alcanzaron una biomasa media anual de 2,28 $\mu\text{g.l}^{-1}$ ($\pm 1,17$) 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 $\mu\text{g.l}^{-1}$ 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 $\mu\text{g.l}^{-1}$ 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).

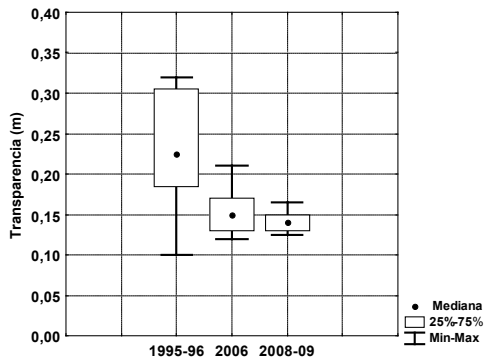


Figura 5. Comparación de la transparencia del agua de los tres períodos considerados en el lago urbano Don Tomás.

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).

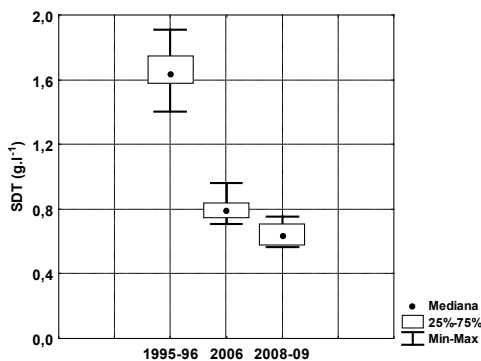


Figura 6. Comparación de la concentración de sólidos disueltos de los tres períodos considerados en el lago urbano Don Tomás.

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).

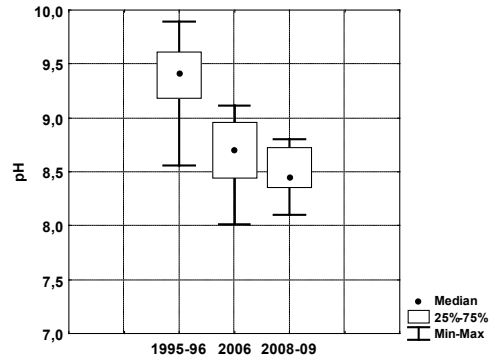


Figura 7. Comparación del pH de los tres períodos estudiados en el lago urbano Don Tomás.

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).

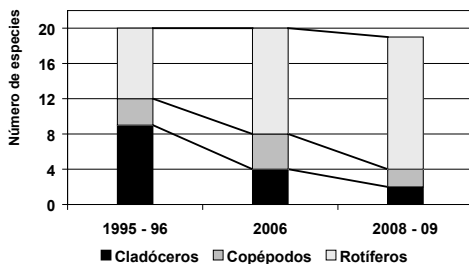


Figura 8. Cambios en la riqueza de los principales grupos taxonómicos en el lago urbano Don Tomás.

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⁻¹ 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⁻¹. 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,

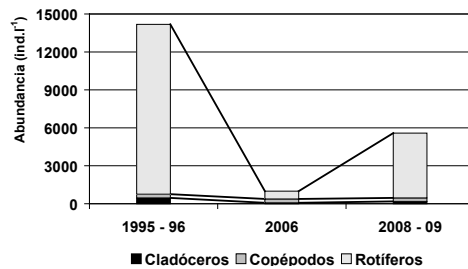


Figura 9. Cambios en la abundancia de los principales grupos taxonómicos en el lago urbano Don Tomás.

a pesar de haber superado los 460 ind.l⁻¹ 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⁻¹ 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.