



FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

**Tesina presentada para obtener el grado académico de:  
INGENIERO EN RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE**

**LOS LAGOS TEMPORARIOS ¿SON IGUALES AÑO TRAS AÑO?  
COMPARACIÓN DE LOS PARÁMETROS LIMNOLÓGICOS Y EL  
ZOOPLANCTON DE DOS CICLOS ANUALES CONSECUTIVOS EN UN LAGO  
TEMPORARIO SALINO DE LA PAMPA**

**CAROLINA RODRIGUEZ**

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

2012

**Prefacio**

Esta Tesina es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Ingeniero en Recursos Naturales y Medio Ambiente, de la Universidad Nacional de La Pampa y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad ni en otra Institución Académica. Se llevó a cabo en el Departamento de Ciencias Naturales de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNLPam, durante el período comprendido entre agosto de 2011 y abril de 2012, bajo la dirección del Dr. Santiago A. Echaniz.

## **Agradecimientos**

A Santiago Echaniz y Alicia Vignatti

A mi familia.

A mis amigas.

## **Resumen**

Los humedales temporarios contienen agua durante períodos variables por lo que presentan cambios físico-químicos y biológicos en períodos breves. Estudios limitados a períodos cortos muestran situaciones relativamente puntuales. Considerando que en La Pampa existe información de diferentes períodos en lagos temporarios, se pueden realizar estudios más prolongados. El objetivo de este trabajo fue comparar y establecer relaciones entre parámetros físico-químicos y biológicos del zooplancton determinados estacionalmente durante dos ciclos anuales en Estancia Pey-Ma, un lago temporario salino, y testear las hipótesis: i) dado que 2007 fue más seco que 2006, debido a la evaporación la profundidad disminuyó y la salinidad se elevó; ii) a causa del aumento de salinidad, la composición y riqueza zooplanctónica difirieron y iii) debido al incremento en la salinidad la abundancia y biomasa fueron menores en 2007. Pey-Ma es un lago turbio inorgánico debido a la elevada concentración de sólidos suspendidos inorgánicos. Su salinidad fluctuó entre 23,98 (2006) y 36,71 g.l<sup>-1</sup> (2007). Las concentraciones de nutrientes fueron elevadas lo que permite categorizarlo como hipertrófico. La concentración de clorofila no fue alta, probablemente debido a que la ausencia de peces permite el desarrollo de zooplancton de talla grande que disminuiría la biomasa fitoplanctónica. La riqueza fue reducida debido a la elevada salinidad, prosperando organismos halotolerantes. El reemplazo de especies fue bajo, dado que la mayoría se mantuvo dentro de su rango de tolerancia. La abundancia fue alta, superior a otros lagos salinos de La Pampa, y con predominio de rotíferos.

## **Abstract**

Temporary wetlands contains water for varying periods of time so they experience physical, chemical and biological changes in short periods. Studies limited to short periods show relatively specific situations. Since there is information from different periods about temporary lakes in La Pampa, it is possible to conduct studies over longer periods. The aim of this study was to compare and establish relationships between physical, chemical and biological parameters of zooplankton determined seasonally during two annual cycles in Estancia Pey-Ma, a temporary saline lake, and test the hypotheses: i) since 2007 was dryer than 2006, the depth was lower and salinity higher due to evaporation, ii) because of increased salinity, composition and richness of zooplankton differs and iii) the abundance and biomass were lower in 2007 due to increased salinity. Pey-Ma is a turbid inorganic lake due to the high concentration of inorganic suspended solids. Its salinity ranged from 23,98 (2006) and 36,71 g.l<sup>-1</sup> (2007). Nutrient concentrations were very high what allows us to categorize it as hypertrophic. The chlorophyll concentration was not high, probably due to the fact that the absence of fish allows the development of large-sized zooplankton that would diminish the phytoplankton biomass. The abundance was reduced due to high salinity that allowed halo-tolerant organisms to prosper. The species turnover was low, since most of them were within their tolerance range. The abundance was high, higher than in other saline lakes of La Pampa, with prevalence of rotifers.

## Índice

Prefacio .....	1
Agradecimientos .....	2
Resumen .....	3
<i>Abstract</i> .....	4
Índice .....	5
Introducción .....	6
Hipótesis .....	8
Objetivos .....	9
Objetivo general .....	9
Objetivos específicos .....	9
Materiales y métodos .....	10
Área de estudio .....	10
Trabajo de campo .....	11
Trabajo de laboratorio.....	12
Análisis de datos .....	13
Resultados .....	13
Parámetros ambientales .....	13
Parámetros biológicos .....	19
Diversidad zooplanctónica .....	19
Abundancia total zooplanctónica .....	20
Abundancia por grupo taxonómico .....	21
Abundancia por especie.....	23
Biomasa total zooplanctónica .....	25
Biomasa por grupo taxonómico .....	26
Biomasa zooplanctónica por especie .....	28
Discusión .....	30
Conclusiones .....	36
Bibliografía .....	38

## Introducción

Los humedales temporarios son ecosistemas que contienen agua durante períodos que pueden variar desde pocos meses hasta varios años (Schwartz & Jenkins, 2000). Generalmente se desarrollan en depresiones poco profundas y están ampliamente distribuidos en el planeta, pudiendo tener desde unos pocos metros cuadrados hasta cientos de hectáreas (Williams, 1987 y 2002; Schwartz & Jenkins, 2000).

Algunos autores han estudiado diversos aspectos de los ciclos que alternan las fases húmedas y secas y su influencia sobre la biota de ambientes temporarios y episódicos de otras latitudes, como en Australia (Williams *et al.*, 1998; Bayly, 2001; Roshier *et al.*, 2001), América del Norte (Smith *et al.*, 2003; Wallace *et al.*, 2005) o Europa (Mura & Brecciaroli, 2003; Frisch *et al.*, 2006), pero en Argentina, su ecología no ha recibido mucha atención a pesar de que son muy frecuentes, sobre todo en la franja semiárida del centro - oeste del país.

La importancia del estudio de la ecología de estos ambientes se ve incrementada por la elevada tasa a la que están desapareciendo debido a la acción humana, generalmente para transformarlos en tierras para agricultura (Belk, 1998; Williams, 2002; Jenkins *et al.*, 2003; Eitam *et al.*, 2004) con la consecuente pérdida de algunas especies (Simovich, 1998; Boix *et al.*, 2002) ya que este tipo de ecosistemas contribuyen significativamente a la biodiversidad regional (Waterkeyn *et al.*, 2008).

Una característica derivada de su carácter temporal es que las variaciones en los parámetros físicos (profundidad, extensión, transparencia del agua, sólidos en suspensión), químicos (salinidad, concentraciones de nutrientes) y biológicos (composición taxonómica y abundancia de la comunidad) sean muy grandes en períodos breves, por lo que los estudios limnológicos que se limitan a períodos cortos generalmente muestran situaciones relativamente puntuales y no son muy eficientes al momento de explicar la dinámica a largo plazo.

Si bien muchas conclusiones sobre el funcionamiento de otros ecosistemas temporarios del mundo son aplicables a los argentinos, los ensambles de especies registrados difieren de los de otros continentes, sobre todo entre los crustáceos, mostrando algunos elementos endémicos de la región neotropical (Battistoni, 1998; Paggi, 1998; Adamowicz *et al.*, 2004; Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2005 y 2006; Vignatti *et al.*, 2007), sobre los que el conocimiento ecológico es escaso.

Dado que en la provincia de La Pampa las precipitaciones son superadas por la evapotranspiración (Casagrande *et al.*, 2006) y existen numerosas cuencas arreicas, los humedales temporarios son frecuentes. Son alimentados principalmente por precipitaciones y en menor medida por aportes freáticos. Tienen algunas características especiales entre las que pueden mencionarse, en primer lugar, su salinidad, que suele ser elevada y altamente variable, en consonancia con el nivel de agua. Este parámetro se convierte en un factor abiótico que tiene un efecto determinante sobre la composición taxonómica y la abundancia de la biota, entre la que se cuenta el zooplancton (Hammer, 1986; Herbst, 2001; Hobæk *et al.*, 2002; Ivanova & Kazantseva, 2006). Por otro lado las elevadas concentraciones de nutrientes (fósforo y nitrógeno) que se registran en el agua, ocasiona que sean ambientes eutróficos o hipertróficos con altas productividades (Scheffer, 1998; Kalff, 2002; Scheffer & Jeppesen, 2007).

En La Pampa se cuenta con información sobre los principales parámetros limnológicos y biológicos, en especial de la comunidad zooplanctónica, colectada en diferentes períodos en algunos lagos temporarios, someros y salinos, ubicados en diferentes regiones fitogeográficas. Por lo tanto, se presenta la oportunidad de realizar estudios comparativos sobre las modificaciones en las características físicas, químicas y biológicas ocurridas en lapsos de tiempo más prolongados que los comúnmente estudiados.

Una región que presenta especial interés es el noreste de la provincia, debido a que durante períodos húmedos en ella se puede encontrar un elevado número de lagos temporarios. Entre ellos se destaca el ubicado en la Estancia Pey-Ma, debido a que a su temporalidad, se suma su salinidad elevada como un factor ambiental fuertemente estresante y determinante de la biota (Herbst, 2001).



**Hipótesis:**

1.- Debido a que 2007 fue un año más seco que 2006, las condiciones físico químicas de la laguna Estancia Pey-Ma cambiaron, lo que se reflejó en una profundidad menor y una salinidad más elevada debido al proceso de concentración por evaporación.

2.- A causa del aumento de la salinidad, la composición taxonómica y la riqueza del zooplancton de la laguna Estancia Pey-Ma determinados en 2007 difieren de los encontrados en 2006.

3.- La abundancia y la biomasa de la comunidad zooplanctónica y de los diferentes grupos taxonómicos que la integran fueron menores en 2007, debido al incremento en la salinidad en la laguna.

## **Objetivos**

### **Objetivo general**

Comparar y establecer relaciones entre los parámetros físicos, químicos y biológicos (composición taxonómica, riqueza, abundancia y biomasa zooplanctónica) determinados estacionalmente en la laguna de la Estancia Pey-Ma, un lago temporario salino del norte la provincia de La Pampa, en dos ciclos anuales consecutivos (2006 y 2007).

### **Objetivos específicos:**

- Comparar las profundidades máximas, la salinidad, el pH, la temperatura del agua, la transparencia, concentraciones de nutrientes, clorofila *a* y sólidos suspendidos determinados en 2006 y 2007.

- Conocer y cotejar las composiciones taxonómicas registradas en el zooplancton a nivel de sus tres grandes grupos: rotíferos, cladóceros y copépodos.

- Conocer y comparar la abundancia ( $\text{ind.l}^{-1}$ ) de los organismos del zooplancton, en total y a nivel de los distintos grupos taxonómicos y por especie.

- Comparar la biomasa zooplanctónica media estacional ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ), en total, por grupo taxonómico y por especie.

- Establecer relaciones entre la riqueza, densidad y la biomasa zooplanctónica con los diferentes parámetros ambientales determinados.

## Materiales y métodos

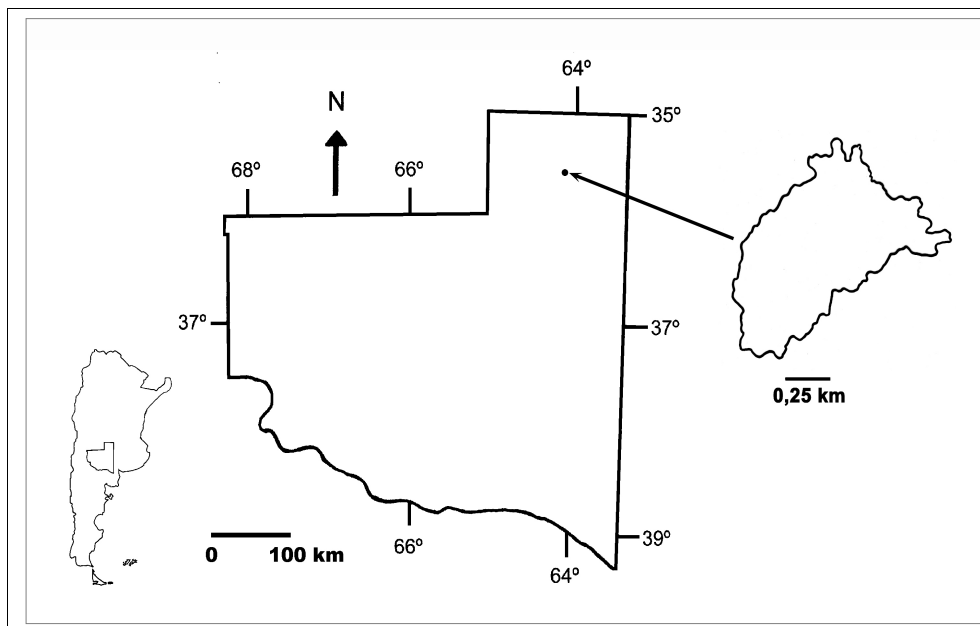
### *Área de estudio*

La laguna de la Estancia Pey-Ma está situada en la región norte de la provincia (Fig. 1), a unos 10 km al sur de la localidad de Embajador Martini, a 700 m al este de la ruta nacional 35.

Durante el estudio tuvo un largo y ancho máximos de 1326 m y 683 m respectivamente, una superficie de 62,8 ha y una profundidad máxima de 2,1 m.

Es alimentada principalmente por precipitaciones y en menor medida por aportes freáticos. Se trata de un ambiente que por estar en una cuenca arreica, sus pérdidas de agua se producen únicamente por evaporación o infiltración, aunque dadas las dimensiones relativamente reducidas de esta laguna, las entradas o pérdidas de agua hacen que sufra grandes fluctuaciones estacionales de nivel y de salinidad.

El paisaje que la rodea es llano, con muy suaves ondulaciones, aunque la depresión en la que se halla es un poco más profunda que la de otras lagunas de la zona y durante el estudio su margen sur cubrió un área de varias hectáreas en la que se encuentran varios caldenes muertos (Fig. 2). El uso de la tierra de su cuenca de captación consiste en cultivo de cereales, oleaginosas y ganadería vacuna y equina extensiva.



**Figura 1: Ubicación de la laguna Estancia Pey- Ma.**



**Figura 2: Vista del margen sudoeste de la laguna de la Estancia Pey-Ma.**

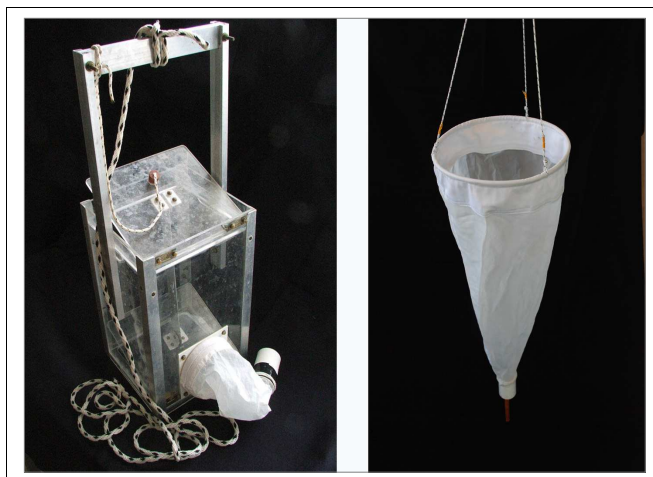
### *Trabajo de campo*

Para el desarrollo del trabajo se emplearon muestras de zooplancton e información ambiental colectada durante 2006 y 2007 en marco de los proyectos "Determinación de la densidad y biomasa del zooplancton en relación con la disponibilidad de nutrientes y química del agua en lagos someros de la provincia de La Pampa" y "Composición y abundancia del zooplancton en lagunas de diferente composición iónica de la provincia de La Pampa", ambos acreditados en la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de La Pampa.

Para las colectas, se realizaron muestreos estacionales en tres sitios, en los que se registró la temperatura del agua y la concentración de oxígeno disuelto (oxímetro Lutron DO 5510), la transparencia (disco de Secchi) y se tomaron muestras de agua a 0,5 m para los análisis físico-químicos.

En cada sitio se tomaron muestras cuantitativas de zooplancton con una trampa de Schindler-Patalas de 10 litros, provista de una red de 0.04 mm de abertura de malla y una muestra cualitativa, con una red de 22 cm de diámetro de boca y 0.04 mm de abertura de malla (Fig. 3).

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 procesado en el laboratorio.



**Figura 3: Trampa de Schindler-Patalas y red de 0,04 mm de abertura de malla empleadas en la toma de las muestras cuantitativas y cualitativas respectivamente.**

### *Trabajo de laboratorio*

El pH se determinó mediante un pehachímetro Corning PS 15, la conductividad con un conductímetro Oakton TDSTestr 20 y la concentración de sólidos disueltos mediante el método de residuo sólido a 104°C. La concentración de clorofila *a* se estimó por extracción con acetona acuosa con filtros Microclar FFG047WPH y espectrofotometría (espectrofotómetro Metrolab 1700) (APHA, 1992; Arar, 1997), la de nitrógeno total mediante el método de Kjeldahl y la de fósforo total mediante la digestión de la muestra con persulfato de potasio en medio ácido y espectrofotometría (APHA, 1992). El contenido de sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos, se determinó mediante el filtrado de un volumen de agua conocido, a través de filtros Microclar FFG047WPH, secados a 103 - 105 °C hasta peso constante y posteriormente calcinados a 550 °C (EPA, 1993).

La estimación de densidad del macrozooplancton (Kalff, 2002) se realizó bajo microscopio estereoscópico, en cámaras de Bogorov y las alícuotas se tomaron con un submuestreador de Russell (Fig. 4). La abundancia del microzooplancton se determinó en cámaras de Sedgwick-Rafter, bajo microscopio óptico convencional y las submuestras se tomaron con una micropipeta. Para determinar la biomasa del zooplancton se tomaron las medidas de un mínimo de 30 ejemplares de cada especie con un ocular micrométrico Carl Zeiss y se emplearon fórmulas que relacionan la longitud total con el peso seco de los

ejemplares (Ruttner-Kolisko, 1977; Dumont *et al.*, 1975; Rosen, 1981; McCauley, 1984; Culver *et al.*, 1985).



**Figura 4: Cámara de Bogorov y submuestreador de Russell de 5 ml**

### *Análisis de datos*

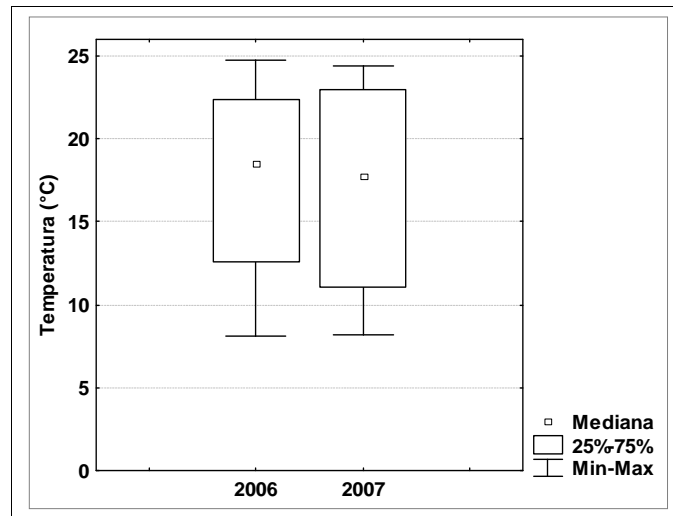
La determinación de diferencias físicas, químicas y biológicas se hizo mediante el análisis de la varianza no paramétrico de Kruskal- Wallis. Para examinar relaciones entre factores ambientales y atributos del zooplancton, se calcularon coeficientes de correlación de Spearman (Sokal & Rohlf, 1995; Zar, 1996). A efectos de cuantificar el reemplazo de especies entre los dos períodos estudiados, se calculó la diversidad beta mediante el índice de Whittaker en sentido temporal (Magurran, 2004). Se emplearon los programas Statistica 6.0 y Past.

## **Resultados**

### *Parámetros ambientales*

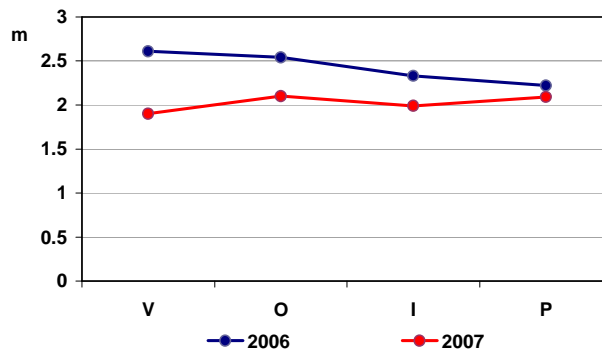
Durante 2006 la temperatura media del agua fue  $17,45^{\circ}\text{C}$  ( $\pm 6,99$ ) y siguió un patrón estacional, con una mínima de  $8,1^{\circ}\text{C}$  en invierno y una máxima superior a  $24^{\circ}\text{C}$  en verano (Fig. 5). En 2007, la temperatura media fue de  $17^{\circ}\text{C}$  ( $\pm 7,35$ ) (Fig. 5), registró una

mínima de 8,2°C en invierno y una máxima superior a 24°C en verano. La temperatura del agua determinada durante los dos períodos no fue diferente ( $H = 0$ ;  $p = 1$ ).



**Figura 5: Comparación de la temperatura del agua registrada durante los períodos estudiados.**

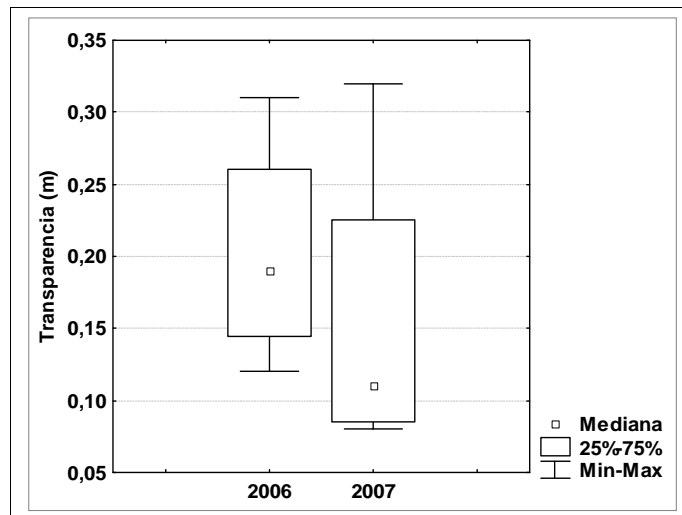
La profundidad media de la laguna durante los dos ciclos anuales fue diferente ( $H = 5,33$ ;  $p = 0,0209$ ). Fue 2,43 m ( $\pm 0,18$ ) en 2006 y más reducida, 2,02 m ( $\pm 0,09$ ) en 2007. Este parámetro mostró un comportamiento diferente durante ambos períodos, ya que en 2006 descendió desde cerca de 2,6 m (verano) hasta 2,22 m (primavera). En cambio, durante 2007, se verificó un ascenso del nivel del agua, desde 1,9 m (verano) hasta un máximo cercano a 2,1 m (primavera) (Fig. 6).



**Figura 6: Variación estacional de la profundidad de la laguna de la estancia Pey-Ma durante los períodos estudiados.**

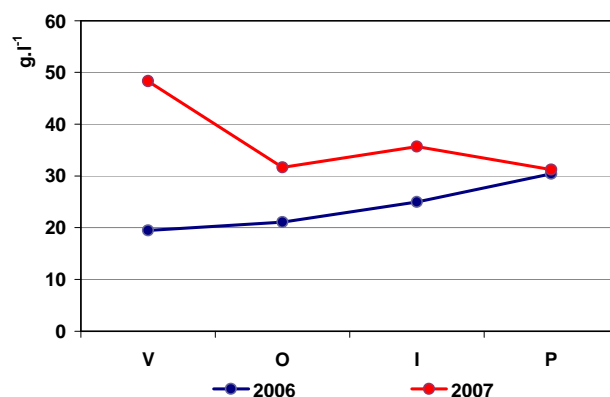
En 2006, la transparencia media del agua fue de 0,20 m ( $\pm 0,08$ ), con un mínimo de 0,12 m en primavera y un máximo de 0,31 m en verano (Fig. 7). En 2007 la media fue 0,16

m ( $\pm 0,11$ ), con un mínimo de 0,08 m en invierno y un máximo de 0,32 metros en verano (Fig. 7). Esta variable no resultó significativamente diferente entre los dos períodos (H = 0,75; p = 0,3865). Se encontró correlación significativa con la concentración de sólidos suspendidos totales (R = -0,74; p = 0,0366) e inorgánicos (R = -0,95; p = 0,0003).



**Figura 7: Comparación de la transparencia del agua medida durante los dos períodos estudiados en la laguna Estancia Pey-Ma.**

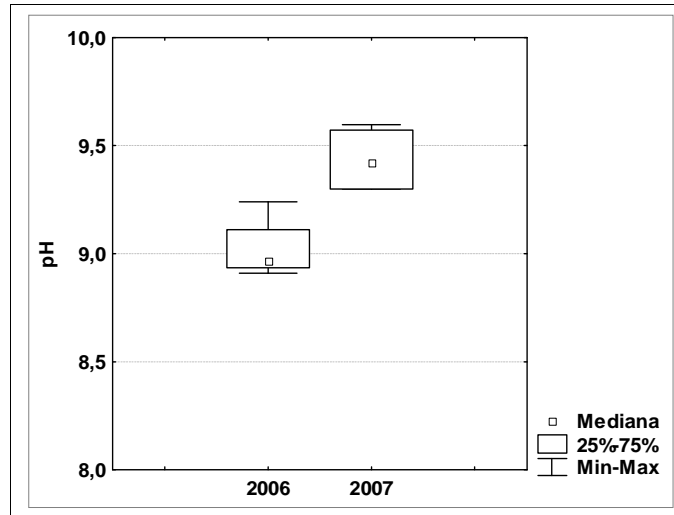
La salinidad media a lo largo de 2006 fue  $23,98 \text{ g.l}^{-1}$  ( $\pm 4,86$ ) y ascendió desde un mínimo de  $19,47 \text{ g.l}^{-1}$  en verano, hasta un máximo de  $30,40 \text{ g.l}^{-1}$  registrado en primavera (Fig. 8). La salinidad durante 2007 fue más elevada, con una media de  $36,71 \text{ g.l}^{-1}$  ( $\pm 7,99$ ). Mostró un mínimo de  $31,21 \text{ g.l}^{-1}$  en primavera y un máximo de  $48,31 \text{ g.l}^{-1}$  registrado en verano (Fig. 8). Este parámetro fue significativamente diferente entre los dos períodos estudiados (H = 5,33; p = 0,0209).



**Figura 8: Comparación de la salinidad registrada durante los períodos estudiados en la laguna Estancia Pey-Ma.**

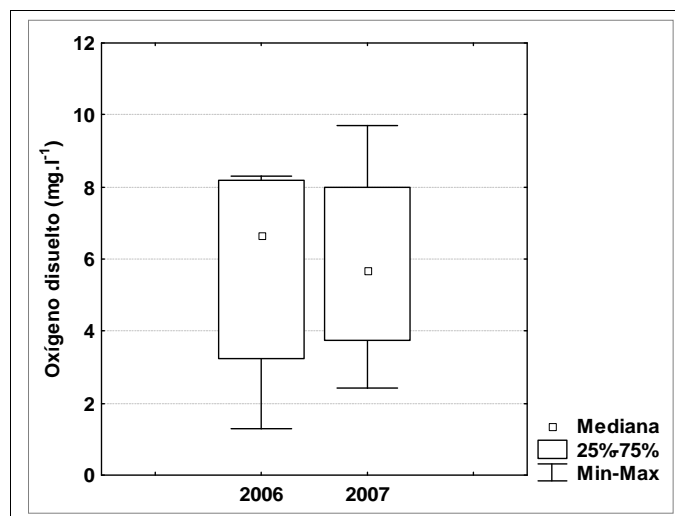


El pH se mantuvo relativamente estable durante ambos períodos estudiados, con un valor medio de 9,02 ( $\pm 0,15$ ) en 2006 y 9,44 ( $\pm 0,16$ ) en 2007 (Fig. 9). El mínimo alcanzado durante 2006 fue de 8,91 y el máximo de 9,24, mientras que en 2007 los valores variaron entre 9,3 y 9,6. A pesar de su estabilidad este parámetro difirió entre ambos períodos ( $H = 5,33$ ;  $p = 0,0209$ ).



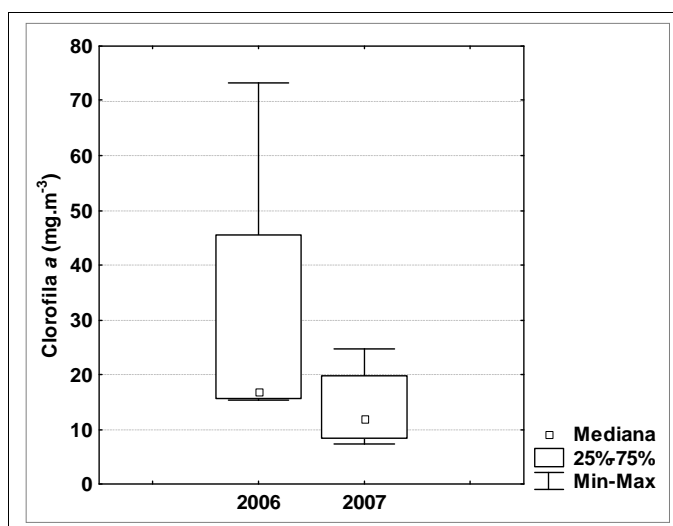
**Figura 9: Comparación del pH durante los períodos estudiados en la laguna Estancia Pey-Ma.**

La concentración de oxígeno disuelto tuvo, durante 2006, una media de 5,73  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 3,27$ ). Ascendió desde un mínimo de 1,30  $\text{mg.l}^{-1}$  en otoño, hasta un máximo de 8,30  $\text{mg.l}^{-1}$  en invierno (Fig. 10). Durante 2007 fue de 5,88  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 3,03$ ), con una concentración mínima de 2,4  $\text{mg.l}^{-1}$  en primavera y una máxima de 9,7  $\text{mg.l}^{-1}$ , en otoño (Fig. 10). Este parámetro no fue diferente entre los dos períodos estudiados. ( $H = 0$ ;  $p = 1$ ).



**Figura 10: Comparación de la concentración de oxígeno disuelto en el agua, durante los períodos estudiados.**

La concentración de clorofila *a* registrada en ambos períodos, no fue diferente ( $H = 2,083$ ;  $p = 0,1489$ ). Durante el año 2006 la media fue de  $30,58 \text{ mg.m}^{-3}$  ( $\pm 28,45$ ), se registró un mínimo de  $15,26 \text{ mg.m}^{-3}$  (primavera) y un máximo de  $73,23 \text{ mg.m}^{-3}$  (verano) (Fig. 11). En 2007 fluctuó en un rango más estrecho, ya que la concentración media fue de  $14,05 \text{ mg.m}^{-3}$  ( $\pm 7,81$ ), con una mínima de  $9,19 \text{ mg.m}^{-3}$  (verano) y una máxima de  $24,72 \text{ mg.m}^{-3}$  (otoño) (Fig. 11). Se halló correlación significativa entre este parámetro y la concentración de sólidos disueltos ( $R = -0,76$ ;  $p = 0,0280$ ) y la de nitrógeno total ( $R = -0,78$ ;  $p = 0,0229$ ).

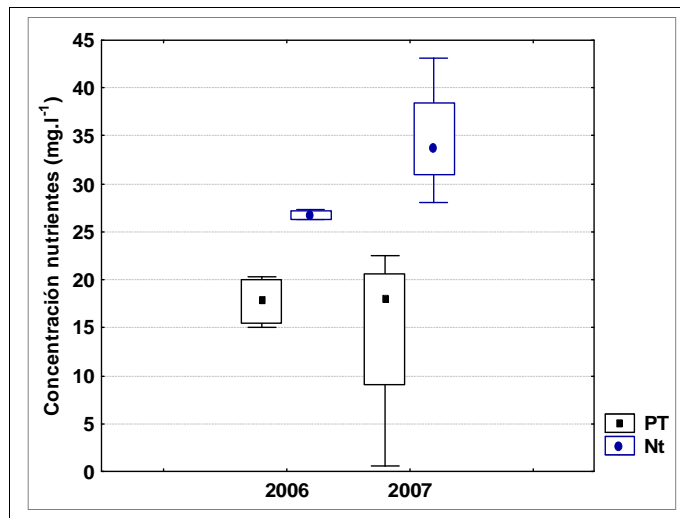


**Figura 11: Comparación de la concentración de clorofila *a* durante los dos períodos estudiados.**

La concentración de fósforo total tuvo una media, en el año 2006, de  $17,78 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 2,61$ ) (Fig. 12) y ascendió desde un mínimo de  $16,13 \text{ mg.l}^{-1}$ , registrado en otoño, hasta un máximo de  $20,30 \text{ mg.l}^{-1}$  en invierno. Durante 2007, la media fue de  $14,82 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 9,76$ ) (Fig. 12) y varió desde un mínimo de  $0,54 \text{ mg.l}^{-1}$  en invierno hasta un máximo de  $22,5 \text{ mg.l}^{-1}$  registrado en verano. Este parámetro no fue significativamente diferente entre los dos períodos estudiados ( $H = 0$ ;  $p = 1$ ).

La concentración de nitrógeno total arrojó una media, para el año 2006, de  $26,76 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 0,56$ ) (Fig. 12) y ascendió desde un mínimo de  $26,25 \text{ mg.l}^{-1}$  durante el verano hasta un valor máximo de  $27,30 \text{ mg.l}^{-1}$  en primavera. Durante el 2007, la concentración de nitrógeno mostró una media de  $34,69 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 6,22$ ) (Fig. 12), con un mínimo en otoño de  $28,13 \text{ mg.l}^{-1}$  y un máximo de  $43,13 \text{ mg.l}^{-1}$  en primavera. Este parámetro fue diferente entre los dos períodos estudiados ( $H = 5,333$ ;  $p = 0,02092$ ).

No se encontró correlación entre las concentraciones de ambos nutrientes ( $R = 0,23$ ;  $p = 0,5878$ ).



**Figura 12: Comparación de la concentración de nutrientes registrada durante los períodos estudiados en la laguna Estancia Pey-Ma.**

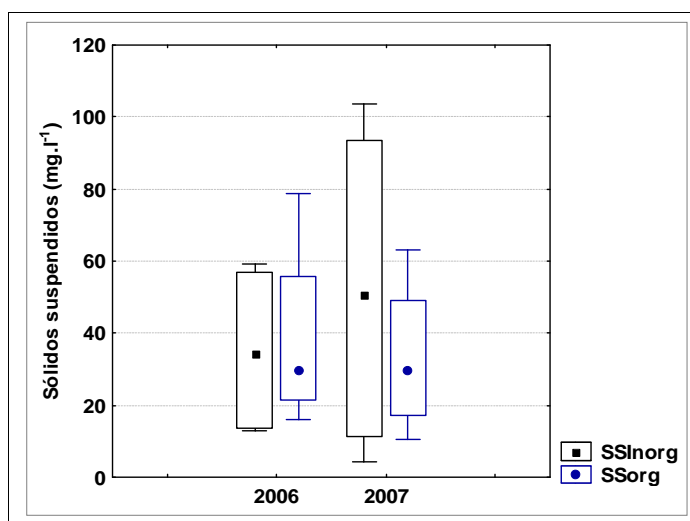
Los sólidos suspendidos totales presentaron una media de  $73,80 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 30,31$ ) en el año 2006. En 2007, la media fue de  $85,53 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 69,81$ ) y este parámetro no fue significativamente diferente entre los dos períodos estudiados ( $H = 0,08$ ;  $p = 0,7728$ ).

Durante 2006 no hubo un neto predominio de ninguna de las dos fracciones (orgánica e inorgánica), pero en 2007 fueron considerablemente más abundantes los de origen inorgánico (Fig. 13).

Los sólidos suspendidos inorgánicos mostraron una media de  $35,28 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 25,05$ ) (Fig. 13) para el año 2006, con un mínimo de  $13 \text{ mg.l}^{-1}$  en otoño y un máximo de  $59,30 \text{ mg.l}^{-1}$  en primavera. En 2007, la media fue de  $52,38 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 48,48$ ) (Fig. 13), con un mínimo de  $4,14 \text{ mg.l}^{-1}$  en verano y un valor máximo de  $103,8 \text{ mg.l}^{-1}$  en invierno. Este parámetro tampoco fue diferente entre los dos ciclos anuales estudiados ( $H = 0,33$ ;  $p = 0,5637$ ).

Los sólidos suspendidos orgánicos presentaron una concentración media de  $38,53 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 27,64$ ) durante 2006 (Fig. 13), con una mínima de  $16 \text{ mg.l}^{-1}$  registrada en otoño y una máxima de  $78,70 \text{ mg.l}^{-1}$  hallada en verano. En el año 2007, la media fue de  $33,15 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 22,42$ ) (Fig. 13), con una concentración mínima de  $10,56 \text{ mg.l}^{-1}$  en verano y una

máxima de 63,1 mg.l<sup>-1</sup>, registrada en invierno. Este parámetro no fue diferente entre los dos períodos estudiados ( $H = 0,08$ ;  $p = 0,7728$ ).



**Figura 13: Comparación de la concentración de sólidos suspendidos inorgánicos y orgánicos medidos durante los períodos estudiados en la laguna Estancia Pey-Ma.**

### *Parámetros biológicos*

#### *Diversidad zooplanctónica*

Se registró una diversidad total de seis especies, dos cladóceros, dos copépodos y dos rotíferos (Tabla 1) y se encontró correlación negativa entre el número de especies y la concentración de sólidos disueltos ( $R = -0,71$ ;  $p = 0,0488$ ).

Si bien la riqueza de los dos años no difirió ( $H = 2,08$ ;  $p = 0,1489$ ), el índice de diversidad beta de Whittaker (0,33) indicó un moderado reemplazo de especies.

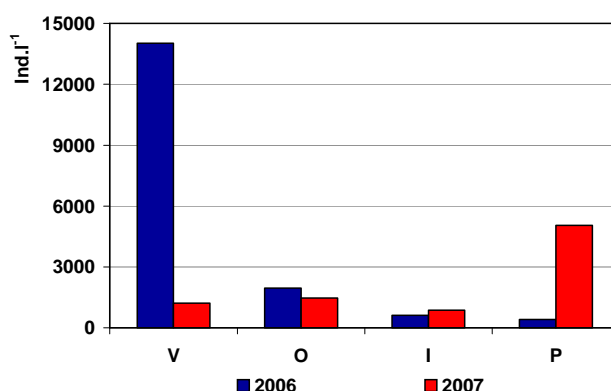
Las especies que se registraron en el mayor número de ocasiones fueron el cladócero *Moina eugeniae* y el copépodo *Boeckella poopoensis* (Tabla 1). A pesar que ambas estuvieron presentes durante los dos ciclos anuales estudiados, el reemplazo de especies se verificó dado que entre los crustáceos, *Moina macrocopa* y el harpacticoideo *Cletocamptus deitersi* fueron registrados en 2006, pero no en 2007. Entre los rotíferos, *Brachionus plicatilis* se registró durante ambos años pero *Brachionus dimidiatus* sólo en 2006.

**Tabla 1: Especies registradas durante los períodos estudiados en la laguna Estancia Pey-Ma y frecuencia relativa (porcentaje de las muestras en las que se registraron).**

	2006	2007
<b>Cladóceros</b>		
<i>Moina eugeniae</i> Olivier, 1954	100	75
<i>Moina macrocopa</i> (Straus, 1820)	25	0
<b>Copépodos</b>		
<i>Boeckella poopoensis</i> Marsh, 1906	100	100
<i>Cletocamptus deitersi</i> (Richard, 1897)	75	0
<b>Rotíferos</b>		
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	75	100
<i>Brachionus dimidiatus</i> Bryce, 1931	25	0

### *Abundancia total zooplanctónica*

La abundancia media total de la comunidad zooplanctónica verificada durante 2006 fue de 4251 ( $\pm 6547,6$ ) ind.l<sup>-1</sup> y la registrada en 2007 fue menor, ya que alcanzó 2154,2 ( $\pm 1946,4$ ) ind l<sup>-1</sup>, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre ambas densidades ( $H = 0,08$ ;  $p = 0,7728$ ). El comportamiento estacional hallado durante ambos períodos fue diferente, ya que en 2006 el mínimo se registró en primavera (406,3 ind l<sup>-1</sup>) y el máximo en verano (14018 ind l<sup>-1</sup>), en cambio, en 2007 la densidad mínima se registró en invierno (878,5 ind l<sup>-1</sup>) y la máxima en primavera (5051,3 ind l<sup>-1</sup>) (Fig. 14).

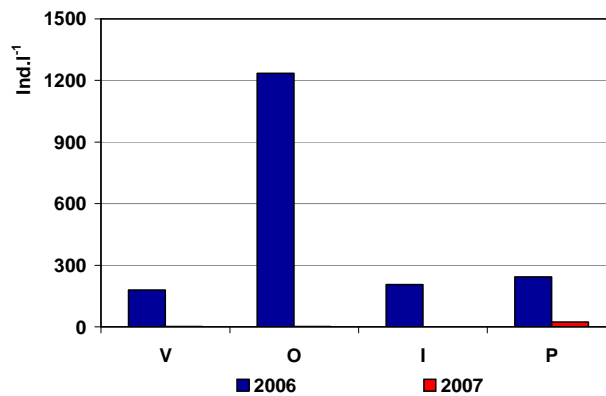


**Figura 14: Abundancia total zooplanctónica de los dos períodos estudiados en la laguna Estancia Pey-Ma**

### ***Abundancia por grupo taxonómico***

Al considerar la densidad por grupo taxonómico, en el caso de los cladóceros se encontraron diferencias significativas entre las densidades determinadas en ambos períodos (H = 5,33; p = 0,0209). En 2006 se registraron en todas las ocasiones de muestreo, su abundancia media fue de 465,7 ( $\pm 513,7$ ) ind.l<sup>-1</sup> y fluctuó entre un mínimo de 179 ind.l<sup>-1</sup> registrados en verano y 1235,3 ind l<sup>-1</sup> en otoño (Fig. 15). En cambio, en 2007 la abundancia media fue 6,6 ( $\pm 11,6$ ) ind.l<sup>-1</sup>, aunque sólo se registraron en primavera, cuando alcanzaron 24 ind.l<sup>-1</sup> (Fig. 15).

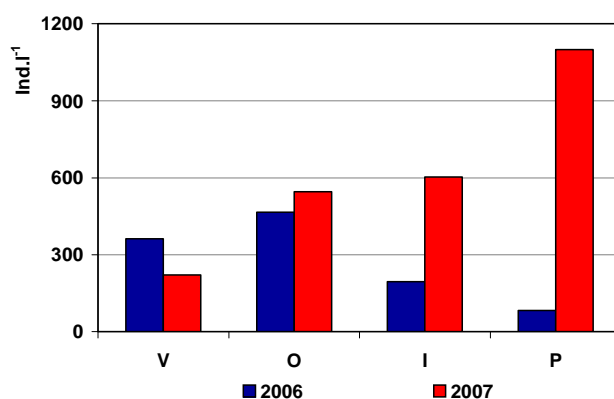
La densidad de este grupo fue influida negativamente por el aumento de la salinidad, ya que se encontró correlación significativa entre ambos parámetros (R = -0,81; p = 0,0149).



**Figura 15: Variación estacional de la densidad de cladóceros durante los dos períodos estudiados en la laguna Estancia Pey-Ma.**

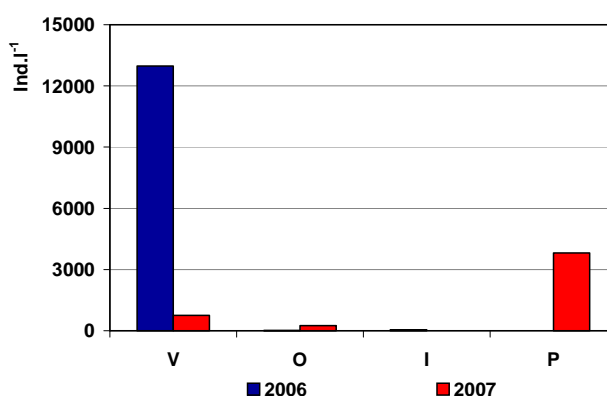
En el caso de los copépodos no se encontraron diferencias significativas entre las densidades medias encontradas en ambos períodos estudiados (H = 3; p = 0,08326). Así, la abundancia media del año 2006 fue de 276,3 ind.l<sup>-1</sup> ( $\pm 170,5$ ), mientras que en 2007 fue de 617,1 ( $\pm 362,6$ ) ind.l<sup>-1</sup>. La densidad de este grupo se comportó de forma diferente durante los dos años, ya que durante 2006 la densidad mínima fue registrada en primavera (83 ind.l<sup>-1</sup>) y la máxima en otoño (465,3 ind.l<sup>-1</sup>), mientras que en 2007 la mínima se verificó en verano (221,6 ind.l<sup>-1</sup>) y la máxima en primavera (1099,3 ind.l<sup>-1</sup>) (Fig. 16).

No se encontraron correlaciones significativas entre la densidad de este grupo y ninguno de los factores ambientales.



**Figura 16: Variación estacional de la densidad de copépodos registrada durante los dos períodos estudiados.**

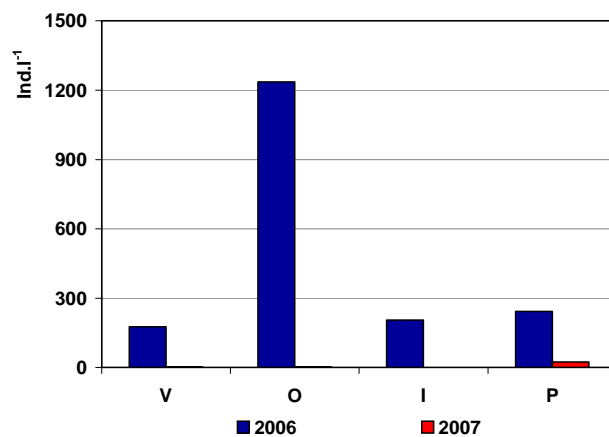
En el caso de los rotíferos, a pesar de que hubo ocasiones en las que no se los registró, no se encontraron diferencias significativas entre las densidades verificadas durante ambos períodos ( $H = 0,33$ ;  $p = 0,5637$ ). En 2006 su abundancia media fue de  $3261,8 (\pm 6472,2)$  ind.l<sup>-1</sup>. No se registraron durante la primavera y alcanzaron un máximo de  $12970$  ind.l<sup>-1</sup> en verano, mientras que en 2007 su densidad media fue de  $1206,2 (\pm 1763,2)$  ind.l<sup>-1</sup>, con un mínimo de  $1,2$  ind.l<sup>-1</sup> en invierno y un valor máximo de  $3807,3$  ind.l<sup>-1</sup> en primavera (Fig. 17).



**Figura 17: Variación estacional de la densidad de rotíferos registrada durante los dos períodos estudiados en la laguna de la estancia Pey-Ma.**

### *Abundancia por especie*

La densidad de *Moina eugeniae* de ambos ciclos anuales fue significativamente diferente ( $H = 5,33$  y  $p = 0,0209$ ), ya que en 2006 mostró una abundancia media superior a  $460 \text{ ind.l}^{-1}$ , pero en 2007 descendió y fue cercana a  $66 \text{ ind.l}^{-1}$  (Tabla 2). Las máximas abundancias se encontraron en otoño de 2006 ( $1235,3 \text{ ind.l}^{-1}$ ) y en primavera de 2007 ( $24 \text{ ind.l}^{-1}$ ) (Fig. 18). La menor abundancia de 2006 se registró durante el verano ( $176 \text{ ind.l}^{-1}$ ) mientras que en 2007, las menores densidades se registraron durante verano y otoño ( $1,2 \text{ ind.l}^{-1}$  en ambos casos) y es destacable su ausencia durante el invierno.

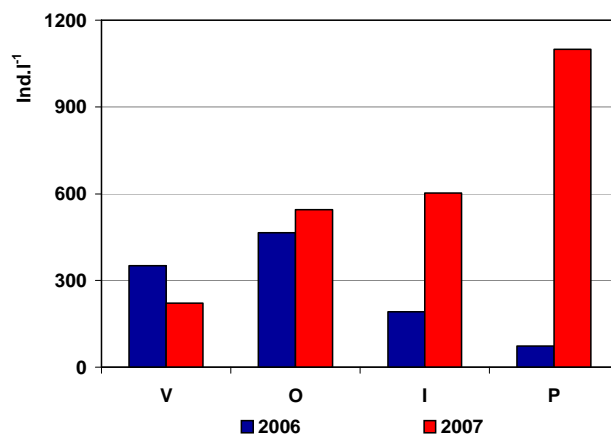


**Figura 18: Densidad de *M. eugeniae* registrada durante los dos períodos estudiados en la laguna de la estancia Pey-Ma.**

Durante 2006 *Moina macrocopa* alcanzó una abundancia media reducida, inferior a  $1 \text{ ind.l}^{-1}$ , si bien esta especie fue hallada en una sola ocasión durante el muestreo de verano, cuando alcanzó una densidad de  $3 \text{ ind.l}^{-1}$ , en 2007 no fue registrada (Tabla 2).

La densidad media de *Boeckella poopuensis* registrada durante ambos ciclos anuales no resultó significativamente diferente ( $H = 3$ ;  $p = 0,08326$ ), a pesar de que en 2006 fue cercana a los  $270 \text{ ind.l}^{-1}$  y en 2007 superó los  $610 \text{ ind.l}^{-1}$  (Tabla 2). El comportamiento de esta especie fue diferente durante los dos ciclos anuales, ya que la menor abundancia de 2006 se registró en primavera ( $72,7 \text{ ind.l}^{-1}$ ) y la de 2007 en verano ( $221,6 \text{ ind.l}^{-1}$ ), mientras que la máxima densidad de 2006 se halló en otoño ( $465,3 \text{ ind.l}^{-1}$ ) y la de 2007 se encontró durante la primavera ( $1099,3 \text{ ind.l}^{-1}$ ) (Fig. 19).

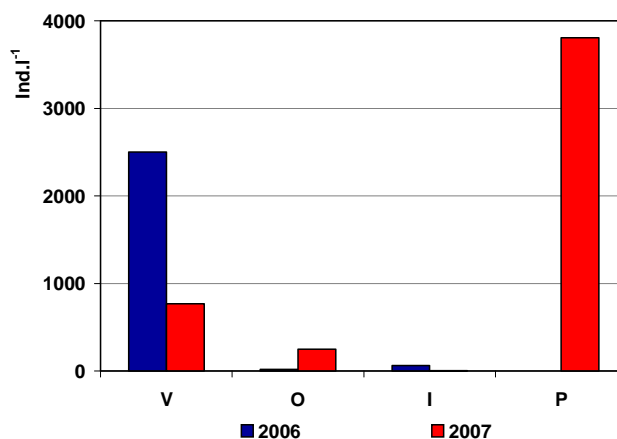




**Figura 19: Densidad de *B. poopoensis* registrada durante los dos períodos estudiados**

*Cletocamptus deitersi* alcanzó en 2006 una abundancia media apenas superior a 6 ind.l<sup>-1</sup> (Tabla 2) habiendo sido hallada en tres ocasiones de muestreo, pero en 2007 no fue registrada. Su mayor abundancia fue de 11,3 ind.l<sup>-1</sup>, durante el verano.

En el caso de *Brachionus plicatilis*, a pesar de que en 2006 mostró una abundancia media superior a 640 ind.l<sup>-1</sup> y en 2007 mayor a 1200 ind.l<sup>-1</sup> (Tabla 2), la diferencia no resultó significativa ( $H = 0,75$ ;  $p = 0,3865$ ). En 2006 se registró solo tres veces y alcanzó un máximo de 2503 ind.l<sup>-1</sup> en verano. En 2007 su densidad mínima fue de 1,2 ind.l<sup>-1</sup> durante el invierno y la máxima fue 3807,3 ind.l<sup>-1</sup> en primavera (Fig. 20).



**Figura 20: Densidad de *B. plicatilis* registrada durante los dos períodos estudiados en la laguna de la estancia Pey-Ma.**

*B. dimidiatus*, registrado sólo en una ocasión, durante el verano de 2006, alcanzó una abundancia de 10467 ind.l<sup>-1</sup>, por lo que su densidad media fue superior a 2600 ind.l<sup>-1</sup> (Tabla 2).

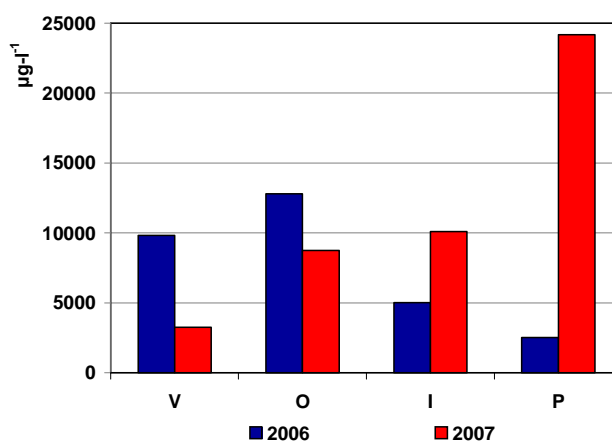
**Tabla 2: Densidades medias y desvíos estándar de las especies registradas durante los dos períodos estudiados en la Estancia Pey-Ma.**

		2006	2007
<i>Moina eugeniae</i>	Media	465,0	6,6
	D.E.	514,3	11,6
<i>Moina macrocopa</i>	Media	0,8	0
	D.E.	1,5	0
<i>Boeckella poopoensis</i>	Media	270,1	617,1
	D.E.	173,1	362,6
<i>Cletocamptus deitersi</i>	Media	6,2	0
	D.E.	5,5	0
Nauplios	Media	247,1	324,2
	D.E.	185,4	240,5
<i>Brachionus plicatilis</i>	Media	645,0	1206,2
	D.E.	1238,9	1763,2
<i>Brachionus dimidiatus</i>	Media	2616,8	0
	D.E.	5233,5	0

### ***Biomasa total zooplanctónica***

A pesar de que en 2006 la biomasa media total fue de 7543,2 ( $\pm 4632,20$ )  $\mu\text{g.l}^{-1}$  y en 2007 fue más elevada, ya que alcanzó 11577,1 ( $\pm 8910,49$ )  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , no fueron significativamente diferentes ( $H = 0,3333$ ;  $p = 0,5637$ ).

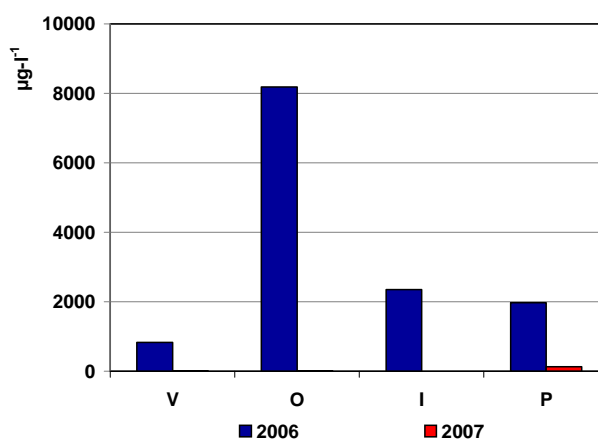
El comportamiento de esta variable fue diferente en ambos períodos, ya que durante 2006 fluctuó entre un mínimo de 2533,4  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (primavera) y un máximo de 12803,4  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (otoño), mientras que en 2007 varió entre 3259,8  $\mu\text{g.l}^{-1}$  registrados en verano y 24182,7  $\mu\text{g.l}^{-1}$  registrados en primavera (Fig. 21).



**Figura 21: Variación estacional de la biomasa total zooplanctónica registrada durante los dos períodos estudiados en la laguna de la estancia Pey-Ma.**

### *Biomasa por grupo taxonómico*

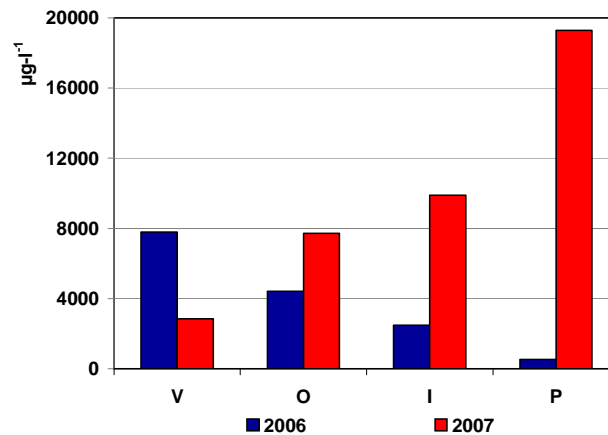
En el caso de la biomasa de los cladóceros se encontraron diferencias entre ambos períodos ( $H = 5,3333$ ;  $p = 0,0209$ ) ya que esta variable fue afectada negativamente por la salinidad ( $R = -0,78$ ;  $p = 0,0208$ ). La biomasa media de 2006 fue de  $3335,8 (\pm 3300,7) \mu\text{g.l}^{-1}$  y fluctuó entre un mínimo de  $827 \mu\text{g.l}^{-1}$  registrados en verano y un máximo de  $8190,2 \mu\text{g.l}^{-1}$  en otoño. En 2007 la biomasa fue  $34,7 (\pm 60,6) \mu\text{g.l}^{-1}$ , con un máximo de  $125,5 \mu\text{g.l}^{-1}$  en primavera, ya que durante invierno no se registraron animales de este grupo (Fig. 22).



**Figura 22: Variación estacional de la biomasa de los cladóceros registrada durante los dos períodos estudiados en la laguna de la estancia Pey-Ma.**

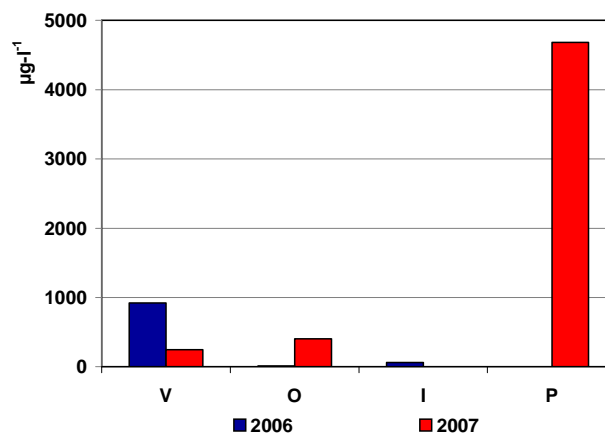
La biomasa media de 2006 de los copépodos fue  $3800,7 \mu\text{g.l}^{-1} (\pm 3097,8)$  mientras

que en 2007 fue más elevada, 9939,7 ( $\pm 6894,4$ )  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , a pesar de lo cual, no se encontraron diferencias significativas ( $H = 2,083$ ;  $p = 0,1489$ ). El comportamiento de este parámetro en ambos períodos difirió, ya que en 2006 la biomasa mínima se registró en primavera (516,1  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) y la máxima fue en verano (7788,4  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ), mientras que durante 2007 el mínimo se halló en verano (2853,8  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) y el máximo en primavera (19293,3  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) (Fig. 23).



**Figura 23: Variación estacional de la biomasa de los copépodos registrada durante los dos períodos estudiados en la laguna Pey-Ma.**

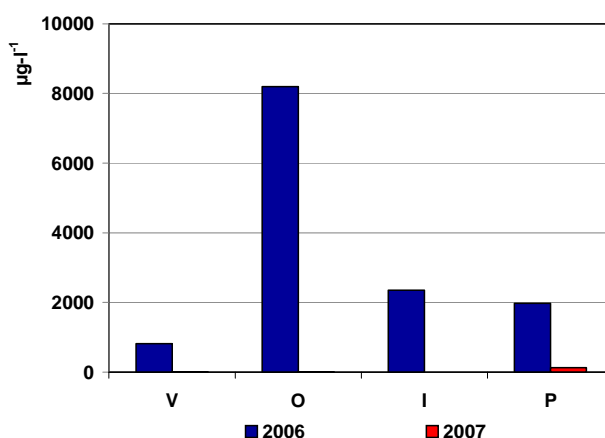
En 2006 la biomasa de los rotíferos fue de 247,5  $\mu\text{g.l}^{-1}$  ( $\pm 448,7$ ) mientras que durante 2007 fue más elevada, dado que alcanzó una media de 1333,2 ( $\pm 2239,4$ )  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , aunque no se encontraron diferencias significativas entre ambos valores ( $H = 0,75$ ;  $p = 0,3865$ ). La variación estacional de este parámetro fue diferente durante los dos ciclos anuales, ya que en 2006 no se registraron organismos de este grupo durante la primavera y alcanzaron un máximo de 919,3  $\mu\text{g.l}^{-1}$  en verano, mientras que en 2007, se registró un mínimo de 0,7  $\mu\text{g.l}^{-1}$  en invierno y un valor máximo de 4683  $\mu\text{g.l}^{-1}$  en primavera (Fig. 24).



**Biomasa  $\zeta$  Figura 24: Variación estacional de la biomasa de rotíferos registrada durante los dos períodos estudiados en la laguna Pey-Ma.**

*Moina eugeniae* alcanzó en 2006 una biomasa media de 3332,4 ( $\pm 3304,2$ )  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  y en 2007 fue mucho más reducida, dado que alcanzó sólo 34,7 ( $\pm 60,6$ )  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  (Tabla 3), por lo que la diferencia entre ambos períodos resultó significativa ( $H = 5,333$  y  $p = 0,02092$ ).

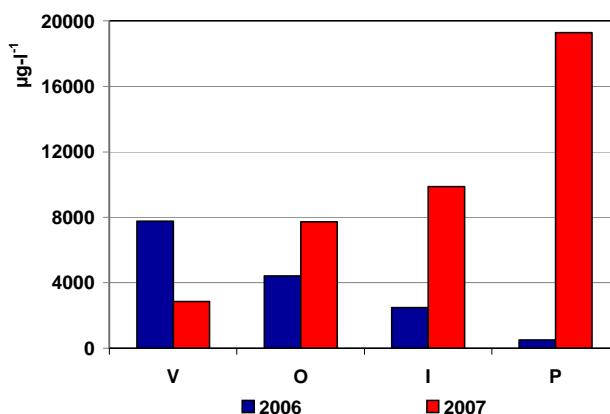
El comportamiento de la biomasa de esta especie fue diferente en ambos ciclos anuales, así, durante 2006 el menor valor se registró en el verano (813,1  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) y el máximo en invierno (8190,2  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ), mientras que en 2007 esta especie estuvo ausente durante el invierno y alcanzó una biomasa máxima de 125,5  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  en la primavera (Fig. 25).



**Figura 25: Variación estacional de la biomasa de *M. eugeniae* registrada durante los dos períodos estudiados en la laguna de la estancia Pev-Ma.**

*Moina macrocopa* fue registrada sólo en 2006 y mostró una biomasa media anual de 3,5 ( $\pm 6,9$ )  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  (Tabla 3), aunque fue hallada en una sola ocasión, durante el muestreo de verano cuando alcanzó 13,9  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ .

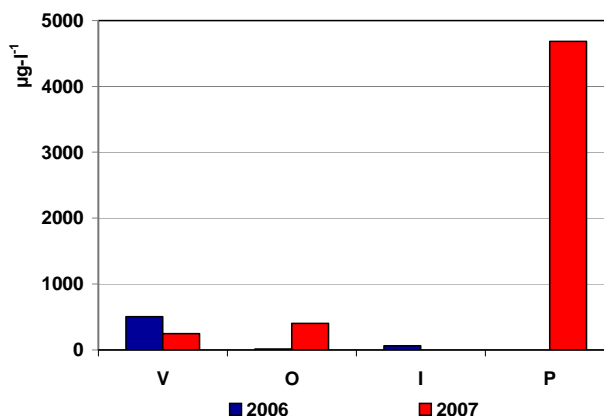
A pesar de que durante 2006 *Boeckella poopoensis* alcanzó una biomasa media de 3794,3 ( $\pm 3091,7$ )  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  y en 2007 mucho más elevada, 9939,7 ( $\pm 6894,4$ )  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  (Tabla 3), la diferencia no resultó significativa ( $H = 2,083$ ;  $p = 0,1489$ ). Esta especie se registró en todas las ocasiones de muestreo, pero su comportamiento durante los dos ciclos anuales fue muy diferente. Así, mientras la menor biomasa de 2006 se registró durante la primavera (515,2  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ), en 2007 fue en el verano (2853,8  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ). Las máximas biomásas fueron halladas en verano de 2006 (7771,1  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) y en primavera de 2007 (19293,3  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) (Fig. 26).



**Figura 26: Variación estacional de la biomasa de *B. poopoensis* registrada durante los dos períodos estudiados en la laguna de la**

En 2006 *Cletocamptus deitersi* alcanzó una biomasa media de 6,4 ( $\pm 8$ )  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Tabla 3) siendo hallada en tres ocasiones de muestreo, con un máximo de 17,2  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , determinada durante el verano. En 2007 esta especie no fue registrada en ninguna ocasión.

Entre los rotíferos, *Brachionus plicatilis* alcanzó durante 2006 una biomasa media relativamente reducida, 142,8 ( $\pm 240,0$ )  $\mu\text{g.l}^{-1}$  y en 2007 fue más elevada, ya que alcanzó 1333,2 ( $\pm 2239,4$ )  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Tabla 3), sin embargo la diferencia no resultó significativa ( $H = 0,75$  ;  $p = 0,3865$ ). En 2006 alcanzó su biomasa máxima en verano (500,6  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ), mientras que en 2007 lo hizo en primavera (4683,0  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) (Fig. 27).



**Figura 27: Variación estacional de la biomasa de *B. plicatilis* registrada durante los dos períodos estudiados en la laguna de la estancia Pey-Ma.**

*B. dimidiatus* alcanzó en 2006 una biomasa media de 104,7 ( $\pm 209,3$ )  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Tabla 3) siendo hallada en solo una ocasión (verano) cuando alcanzó 418,7  $\mu\text{g.l}^{-1}$ .

**Tabla 3: Biomasa media y desvíos estándar de las especies registradas durante los dos períodos estudiados en la Estancia Pey-Ma.**

		2006	2007
<i>Moina eugeniae</i>	Media	3332,4	34,7
	D.E.	3304,2	60,6
<i>Moina macrocopa</i>	Media	3,5	0
	D.E.	6,9	0
<i>Boeckella poopoensis</i>	Media	3794,3	9939,7
	D.E.	3091,7	6894,4
<i>Cletocamptus deitersi</i>	Media	6,4	0
	D.E.	8,0	0
<i>Nauplios</i>	Media	159,2	269,5
	D.E.	104,9	239,7
<i>Brachionus plicatilis</i>	Media	142,8	1333,2
	D.E.	240,0	2239,4
<i>Brachionus dimidiatus</i>	Media	104,7	0
	D.E.	209,3	0

## Discusión

La laguna estudiada está localizada en el límite occidental de la llanura pampeana (Cabrera, 1976) y comparte algunas características con las típicas lagunas *pampásicas* de la provincia de Buenos Aires (Ringuelet 1968 y 1972; Torremorell *et al.*, 2007), como su escasa profundidad y su polimixis, pero difiere por su temporalidad y sus variaciones del nivel y salinidad (Echaniz & Vignatti, 2011). Estas fluctuaciones son típicas de la mayor parte de los lagos someros de la provincia de La Pampa, en su mayoría alimentados por precipitaciones y como son arreicos, sus pérdidas se producen por evaporación (Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007; Echaniz, 2010; Vignatti, 2011; Echaniz & Vignatti, 2011). Este último fenómeno es particularmente importante, dado que los lagos pampeanos están ubicados en una región donde la evapotranspiración supera las precipitaciones (Roberto *et al.*, 1994). Esto fue reflejado en la laguna estudiada por el descenso del nivel del agua

registrado entre el verano de 2006 y el de 2007 producido por la escasez de lluvias, que se prolongó hasta fines de enero de 2007. Esta pérdida de agua, que alcanzó 0,7 m, produjo el incremento de la concentración de sólidos disueltos que en verano de 2007 fue más del doble que al comenzar el estudio. Posteriormente, a causa de las lluvias ocurridas a fines del verano, uno de los momentos en que se producen las mayores precipitaciones en la provincia (Cano, 1980), el ingreso de agua permitió la elevación del nivel de la laguna.

Además, el carácter temporario de la laguna, típico de la mayor parte de los lagos someros de La Pampa, se evidenció en que a mediados de 2010, en medio de un período de intensa sequía, se secó por completo (Vignatti & Echaniz, com. pers.).

Considerando la concentración de sólidos disueltos, la laguna fue mesosalina (Hammer, 1986), aunque la variación de este parámetro fue tan amplia, que en verano de 2006, por haber presentado una salinidad inferior a  $20 \text{ g.l}^{-1}$  podría haberse considerado hiposalina y en verano de 2007, cuando alcanzó su mayor salinidad estuvo muy cerca de pasar al intervalo hipersalino.

El valor promedio del pH difirió entre ambos períodos, alcanzando un valor cercano a 9,5 en 2007. Los elevados valores registrados para esta laguna también fueron verificados para otros lagos someros de elevada salinidad de la provincia de La Pampa (Echaniz, 2010; Vignatti, 2011).

La transparencia del agua fue similar y muy reducida durante ambos períodos, prácticamente la misma que se encuentra en lagunas de La Pampa que tienen concentraciones de clorofila *a* fitoplanctónica mucho más elevadas que la laguna estudiada (Vignatti *et al.*, 2007, Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2008; 2009 y 2010). Sin embargo, una característica de Pey-Ma, que la diferencia de las anteriores es que la reducida transparencia está producida por una elevada concentración de sólidos suspendidos, en especial de origen inorgánico, lo que lleva a que deba ser considerada como un lago somero turbio inorgánico (Quirós *et al.*, 2002).

La relativa estacionalidad de este tipo de ambientes también se vio reflejada en que la concentración de los sólidos suspendidos de origen inorgánico fueron más abundantes durante invierno y primavera, épocas en las que se registran los vientos más fuertes en la provincia (Cano, 1980). Éstos pueden producir la remoción y resuspensión de sedimentos del fondo, fenómeno que se ve favorecido por la reducida profundidad que tiene la laguna, con un fondo relativamente plano y ausencia de vegetación arraigada que mitigue los efectos del oleaje (Echaniz, 2010; Vignatti, 2011).



Otro parámetro que fue similar durante ambos períodos, aunque con diferente comportamiento, fue la concentración de oxígeno disuelto. Una característica de esta laguna es que las concentraciones medias registradas de este gas estuvieron entre las más bajas verificadas en lagunas pampeanas y además, los mínimos hallados en ambos períodos fueron los más bajos registrados en un conjunto de 10 lagos someros de la provincia de La Pampa (Echaniz, 2010).

Durante ambos ciclos anuales, las concentraciones de nutrientes fueron tan elevadas que permitieron categorizarla como hipertrófica (OECD, 1982). Ambas fueron similares a las encontradas en otros ambientes de La Pampa sin influencia de urbanizaciones (Echaniz *et al.*, 2008, Echaniz, 2010; Vignatti, 2011; Echaniz & Vignatti, 2011), pero (sobre todo en el caso del fósforo total), fueron varias veces superiores a las que Quirós *et al.*, (2002) y Sosnovsky & Quirós (2006) encontraron en lagos someros de la cuenca alta del río Salado, en la provincia de Buenos Aires. Estos autores mencionaron que sus resultados se encuentran entre los más altos registrados en la literatura mundial. La elevada concentración de estos elementos podría deberse, por un lado, al arrastre, sobre todo durante tormentas, de excretas de animales que pastorean en su cuenca (Carpenter *et al.*, 1998; Bennett *et al.*, 1999; Bremigan *et al.*, 2008; Echaniz & Vignatti, 2011) y por otro, a la resolubilización de nutrientes de la carga interna presente en los sedimentos (Havens *et al.*, 2007). Esto último se ve favorecido por la remoción y resuspensión de sedimentos por el viento y es particularmente importante en los lagos someros (Markensten & Pierson, 2003; de Vicente *et al.*, 2006; Borell Løvstedt & Bengtsson, 2008; Echaniz & Vignatti, 2011). Este efecto se comprobó en este estudio, ya que las mayores concentraciones de fósforo se midieron en la segunda mitad del año, período en el que se registran vientos de mayor intensidad (Cano, 1980) y cuando se determinaron las mayores concentraciones de sólidos suspendidos inorgánicos. Como se mencionara, esta situación se vio favorecida por la ausencia total de macrófitas que dificultan la resuspensión, otra importante diferencia encontrada con lagos similares de la provincia (Echaniz, 2010; Vignatti, 2011). A lo anterior, debe sumarse el hecho de que como la laguna estudiada es un ambiente arreico, únicamente se producen salidas de agua por evaporación, lo que lleva a procesos de acumulación de nutrientes (Echaniz, 2010; Echaniz & Vignatti, 2011).

A pesar de las elevadas concentraciones de nutrientes, las de clorofila *a* fitoplanctónica, similares durante ambos ciclos anuales, no fueron demasiado elevadas. Esto podría deberse a que la ausencia de fauna íctica permitió el desarrollo de cladóceros y

copépodos de talla relativamente grande. El mayor tamaño de los zooplanctones incrementa su eficiencia de filtración, por lo que su presión de pastoreo mantendría relativamente baja la biomasa fitoplanctónica. Por otro lado, considerando la relación negativa entre las concentraciones de clorofila *a* y de sólidos disueltos, podría haberse producido una importante limitación por la salinidad para el desarrollo de las algas fitoplanctónicas, dado que en este tipo de lagos la producción primaria suele estar aportada en una proporción mucho más elevada por el fitobentos (Hammer, 1986).

La diversidad del zooplancton que se registró fue reducida, lo que es una característica común en ambientes de salinidad elevada de otras latitudes (Hammer, 1986; Herbst, 2001; Ivanova & Kazantseva, 2006) y que también ha sido corroborada en La Pampa (Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007; Echaniz, 2010; Vignatti, 2011). Esto se debe a que los ambientes salinos sólo pueden ser habitados por organismos que sean capaces de soportar el aumento del estrés ambiental producido por el incremento de la salinidad (Herbst, 2001; Vignatti, 2011). Sin embargo, otra característica que diferencia a esta laguna de otros ambientes de La Pampa, es la menor riqueza verificada, ya que en otros lagos con similares concentraciones de sólidos disueltos, la riqueza específica fue cercana a 15 taxones (Echaniz *et al.*, 2006, Vignatti *et al.*, 2007; Vignatti, 2011).

Se registraron las especies típicas de estos ecosistemas y la asociación se caracterizó por la presencia de crustáceos halófilos autóctonos como *M. eugeniae*, una especie restringida a las aguas salinas de la región central de Argentina (Paggi, 1998; Echaniz *et al.*, 2006; Echaniz, 2010; Echaniz & Vignatti, 2011) y *B. poopoensis*, especie que tiene una distribución geográfica muy amplia, desde el norte de la meseta patagónica hasta el sur del Perú (Menu-Marque *et al.*, 2000; De los Ríos, 2005; Locascio de Mitrovich *et al.*, 2005; Echaniz, 2010). Los dos rotíferos encontrados tienen distribución cosmopolita (Pejler, 1995) y son especies tolerantes a la salinidad, en especial *B. plicatilis* (Fontaneto *et al.*, 2006; Echaniz, 2010).

Es destacable la presencia de *M. macrocopa*, ya que es una especie introducida que fue registrada en Argentina hace relativamente poco tiempo, por lo que ha sido planteada la posibilidad de una introducción reciente en Sudamérica (Paggi, 1997), a pesar de lo cual parece haberse distribuido en forma relativamente rápida en un amplia área de la parte central del país, ya que ha sido registrada en otros lagos someros pampeanos (Echaniz, 2010; Echaniz & Vignatti, 2011; Vignatti 2011). Las características morfológicas de los

ejemplares hallados en todos los casos corresponden a la subespecie *macrocopa* (Goulden, 1968), de distribución restringida al Viejo Mundo (Paggi, 1997).

La riqueza determinada durante ambos ciclos fue relativamente similar, aunque fue influida negativamente por la concentración de sólidos disueltos y se verificó un bajo reemplazo de especies, a pesar de los cambios en la salinidad, ya que se registraron casi los mismos taxones en las dos ocasiones. La menor abundancia (y por consiguiente biomasa) de *M. eugeniae* durante gran parte de 2007 indica que este cladóceros es afectado fuertemente por la salinidad, ya que su abundancia fue baja desde verano hasta invierno pero fue mucho mayor en primavera, cuando la salinidad disminuyó. Inversamente, *B. poopoensis* no exhibió diferencias ni en su densidad ni en su biomasa, ya que es una especie halófila ampliamente tolerante, que en La Pampa ha sido registrada en aguas de más de 100 g.l<sup>-1</sup> de salinidad (Echaniz, 2010), por lo que los cambios verificados en Pey-Ma no parecen haberla afectado.

Durante este estudio la densidad total, fue similar durante ambos ciclos anuales y por ende, no afectada por el aumento de salinidad, no mostró un patrón estacional, ya que, como se indicara más arriba, en 2006 el máximo se determinó en verano, mientras que en 2007 se registró en primavera. En ambos ciclos anuales los picos de abundancia estuvieron dados por los rotíferos, los que aunque estuvieron presentes en forma puntual, alcanzaron densidades varias veces más altas que los crustáceos.

Una importante diferencia encontrada entre esta laguna y otros lagos salinos de La Pampa fue la elevada abundancia total del zooplancton, entre cuatro a seis veces superiores (Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2006, Vignatti *et al.*, 2007; Vignatti, 2011) y el predominio numérico de los rotíferos, que durante sus picos de abundancia fueron casi cuatro y 10 veces más numerosos que los copépodos y los cladóceros respectivamente.

La biomasa total de la comunidad zooplanctónica, es un parámetro que tampoco fue afectado por el incremento de la concentración de sólidos disueltos, pero como estuvo constituida especialmente por el aporte de los crustáceos, animales de mayor tamaño que los rotíferos, que sólo aportaron cerca del 3 % del total en 2006 y el 11% en 2007, no mostró la misma variación estacional que la abundancia total. Así, durante 2006 el máximo se registró en otoño, mientras que en 2007 se verificó en primavera.

Una característica de esta laguna es su productividad, ya que su biomasa zooplanctónica fue entre tres y 10 veces más elevada que la registrada en un conjunto de nueve lagos someros en un espectro amplio de salinidad (Echaniz, 2010), pero que

tuvieron relativamente similares concentraciones de nutrientes. Además, la biomasa del macrozooplancton de esta laguna fue más de 6 veces superior al máximo determinado por Quirós *et al.* (2002) en un grupo de 23 lagos someros turbios orgánicos de Buenos Aires que tuvieron salinidades entre 0,3 y 27 g.l<sup>-1</sup> y concentraciones de clorofila *a* de hasta 405 mg.m<sup>-3</sup>. Esta situación podría deberse, como ya se mencionó, a que la ausencia de depredación por peces zooplanctívoros permitió el desarrollo de especies de talla relativamente grande, ausentes en lagos pampeanos en los que se registran peces.

Durante 2006 la composición de la biomasa estuvo repartida en forma relativamente equitativa entre *M. eugeniae* y *B. poopoensis*, pero debido a la menor tolerancia a salinidades elevadas de la primera, durante 2007 el mayor aporte, cercano al 86% del total, fue hecho por *B. poopoensis*, que como se mencionara, tiene un rango de tolerancia mucho más amplio. El predominio de esta especie, tan extendida y tolerante, es una situación que ha sido registrada en otros lagos someros pampeanos de salinidad elevada, lo que lleva a que pueda ser considerada una de las especies más constantes, abundantes y que mayor biomasa zooplanctónica aporta en los cuerpos de agua salinos de la región (Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2006, Echaniz & Vignatti, 2011; Vignatti *et al.*, 2007; Vignatti, 2011)

A excepción de lo ocurrido con *M. eugeniae*, las pocas diferencias en los parámetros biológicos determinados en la laguna en las dos ocasiones de estudio, a pesar de la amplia diferencia en la salinidad, puede deberse a que las especies halladas en el zooplancton son halófilas y eurihalinas, lo que llevaría a que estén dentro de sus rangos de tolerancia con respecto a esta variable y por lo tanto sus parámetros poblacionales no se vieron mayormente afectados por la dimensión de los cambios ambientales registrados entre los períodos estudiados.

## Conclusiones

La concentración de sólidos disueltos en el verano del 2007 fue más del doble de lo que se registró al iniciar el estudio. Este comportamiento se produjo debido a un descenso del nivel del agua, producto de la escasez de lluvias durante el 2006 y que se prolongó hasta fines de enero del 2007.

Si bien la laguna fue mesosalina, lo fue en un rango muy amplio, ya que a comienzo de 2006 estuvo en el límite inferior de dicho rango (casi hiposalina), y en el verano de 2007 estuvo cerca del límite superior (casi hipersalina).

La transparencia del agua fue muy reducida debido a la elevada concentración de sólidos suspendidos, en especial de origen inorgánico, lo que la lleva a ser considerada como un lago somero turbio inorgánico.

La concentración de sólidos suspendidos inorgánicos fue mayor durante el invierno y la primavera, época en la que se registran mayores vientos.

La concentración de oxígeno disuelto fue una de las más bajas verificados en las lagunas pampeanas.

El valor promedio del pH fue elevado en ambos períodos, pero dentro del rango de valores registrados en otros lagos someros de elevada salinidad de la provincia de La Pampa.

Durante el período de muestreo, las concentraciones de nutrientes fueron muy elevadas lo que permite categorizar a la laguna como hipertrófica.

La concentración de clorofila *a* no fue tan elevada (en comparación con otros ambientes similares de La Pampa), lo que podría deberse a que, en ausencia de peces, se desarrollan cladóceros y copépodos de talla grande, que debido a que se alimentan de algas, disminuirían la biomasa fitoplanctónica.

La riqueza de zooplancton fue reducida debido a la alta salinidad del ambiente, lo que permite que prosperen sobre todo especies halófilas y halotolerantes.

El índice de diversidad de Whittaker indicó un bajo reemplazo de especies. Esto podría deberse a que la mayoría de las especies presentes se mantuvieron dentro de su rango de tolerancia a la salinidad.

La abundancia total de zooplancton fue de cuatro a seis veces superior a otros lagos salinos de La Pampa, registrándose un alto predominio de los rotíferos.

*M. eugeniae* y *B. poopoensis* aportaron valores similares de biomasa durante el 2006, pero debido a una menor tolerancia a la salinidad de la primera, este valor se redujo considerablemente durante el 2007, cuando este parámetro estuvo cerca del límite superior mesosalino.

Las elevadas abundancias y biomásas zooplanctónicas registradas en Estancia Pey-Ma en ambos períodos podrían deberse a la ausencia de depredación por parte de peces.

## Bibliografía

- Adamowicz, S., P. Hebert & 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.
- APHA. 1992. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18<sup>th</sup> ed. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington, DC.
- Arar E.J. 1997. *In vitro* determination of chlorophylls a, b, c1 + c2 and pheopigments in marine and freshwater algae by visible spectrophotometry. Method 446.0. U. S. Environmental Protection Agency.
- Battistoni, P. A. 1998. Capítulo 51: *Copepoda*. En: S. Coscarón & J. J. Morrone (eds), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*. Ediciones Sur, La Plata. Pp. 519-530.
- Bayly, I. A. E. 2001. Invertebrate occurrence and succession after episodic flooding of a central Australian rock hole. *Journal of Research Society Western Australian* 84: 29-32.
- Belk, D. 1998. Global Status and Trends in Ephemeral Pool Invertebrate Conservation Implications for Californian Fairy Shrimp in Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems. *Proceedings from a 1996 Conference California Native Plant Society*, Sacramento, CA.C.W. Witham, E.T. Bauder, D. Belk, W. R. Ferren Jr., & R. Ornduff Eds.: 147-150.
- Bennett, E. M., T. Reed-Andersen, J. Houser, J. Gabriel, & S. Carpenter. 1999. A phosphorus budget for the lake Mendota watershed. *Ecosystems* 2: 69-75.
- Boix, D., Sala, J. & R. Moreno-Amich. 2002. Population dynamics of *Triops cancriformis* (Crustacea: Branchiopoda: Notostraca) of the Espolla temporary pond in the northeastern Iberian peninsula. *Hydrobiologia* 486: 175-183.
- Borell Lövestedt, C. & L. Bengtsson. 2008. The role of non-prevailing wind direction on resuspension and redistribution of sediments in a shallow lake. *Aquatic Sciences* 70: 304-313.
- Bremigan, M., P. Soranno, M. González, D. Bunnell, K. Arend, W. Renwick, R. Stein & M. Vanni. 2008. Hydrogeomorphic features mediate the effects of land use/cover on reservoir productivity and food webs. *Limnology and Oceanography* 53(4): 1420-1433.
- Cabrera, A. 1976. *Regiones fitogeográficas argentinas. Fascículo 1, Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería*. Ed. Acme. Buenos Aires. 85 pp.

- Cano, E. (coord.). 1980. *Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la provincia de La Pampa*. Ed. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Provincia de La Pampa y Universidad Nacional de La Pampa, Buenos Aires. 493 pp.
- Carpenter, S., N. Caraco, D. Correll, R. Howarth, A. Sharpley & V. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8(3): 559-568.
- Casagrande, G.A., G.T. Vergara & Y. Bellini. 2006. Cartas agroclimáticas actuales de temperaturas, heladas y lluvias de la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía* 17(1/2): 15-22.
- Culver, D. A., M. Boucherle, D. J. Bean & J. W. Fletcher. 1985. Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length- weight regressions. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences* 42(8):1380-1390.
- de los Ríos, R. 2005. Richness and distribution of zooplanktonic crustacean species in Chilean altiplanic and southern Patagonia ponds. *Polish Journal of Environmental Studies* 14:817-822.
- de Vicente, I., V. Amores & L. Cruz-pizarro. 2006. Inestabilidad of shallow lakes: A matter of the complexity of factors involved in sediment and water interaction?. *Limnética* 251(1-2): 253-270.
- Dumont, H. J., I. van de Velde & 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 de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Fisico-Químicas y Naturales.
- Echaniz, S. & A. Vignatti. 2011. Seasonal variation and influence of turbidity and salinity on the zooplankton of a saline lake in central Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Research* 39 (2): 306-315.
- Echaniz, S., A. Vignatti, & 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 & 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, S. José de Paggi, J. C. Paggi & A. Pilati. 2006. Zooplankton seasonal abundance of South American saline shallow lakes. *International Review of Hydrobiology* 91 (1): 86-100.
- Echaniz, S., A. Vignatti, J.C. Paggi & S. J. de Paggi. 2005. Riqueza y composición del zooplancton de lagunas saladas de Argentina. *Revista FABICIB* 9: 25-39.
- Eitam, A., L. Blaustein, K. Van Damme, H. Dumont & K. Martens. 2004. Crustacean species richness in temporary pools: relationships with habitat traits. *Hydrobiologia* 525: 125-130.
- EPA. 1993. ESS Method 340.2: Total Suspended Solids, Mass Balance (Dried at 103-105°C) Volatile Suspended Solids (Ignited at 550°C). Environmental Protection Agency (EPA). <http://www.epa.gov/glnpo/lmmb/methods/methd340.pdf>.
- Fontaneto, D., W. De Smet & C. Ricci. 2006. Rotifers in saltwaters, re-evaluation of an inconspicuous taxon. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86: 623-656.
- Frisch, D., E. Moreno-Ostos & A. J. Green. 2006. Species richness and distribution of copepods and cladocerans and their relation to hydroperiod and other environmental variables in Doñana, south-west Spain. *Hydrobiologia* 556: 327-340.
- Goulden, C. E. 1968. *The systematics and evolution of the Moinidae*. Transactions of American Philosophical Society, vol. 58 (6): 1-101.
- Hammer, U. T. 1986. *Saline Lake Ecosystems of the World*. Monographiae Biologicae 59. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 616 pp.
- Havens, K., K. R. Jin, N. Iricanin & R. James. 2007. Phosphorus dynamics at multiple time scales in the pelagic zone of a large shallow lake in Florida, USA. *Hydrobiologia* 581:25-42.
- 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.
- Hobæk, A., M. Manca & T. Andersen. 2002. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecologica* 23: 155-163.
- Ivanova, M. B. & T. I. Kazantseva. 2006. Effect of Water pH and Total Dissolved Solids on the Species Diversity of Pelagic Zooplankton in Lakes: A Statistical Analysis. *Russian Journal of Ecology* 37 (4): 264-270.

- Jenkins, D. G., S. Grissom. & K. Miller. 2003. Consequences of Prairie Drainage for Crustacean Biodiversity and Metapopulations. *Conservation Biology* 17: 158-167
- Kalff, J. 2002. *Limnology. Inland Water System*. Prentice Hall, New Jersey. 592 pp.
- Locascio de Mitrovich, C., A. Villagra de Gamundi, J. Juárez & M. Ceraolo. 2005. Características limnológicas y zooplancton de cinco lagunas de la Puna – Argentina. *Ecología en Bolivia* 40(1): 10-24.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd., Victoria, 256 pp.
- Markensten, H. & D. C. Pierson. 2003. A dynamic model for flow and wind driven sediment resuspension in a shallow basin. *Hydrobiologia* 494: 305-311.
- McCauley, E. 1984. *The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples*, pp 228-265. En: Downing, J. A. y F. H. Rigler (eds.). *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters*. 2ª ed. Blackwell Scientific. Publ. Oxford.
- Menu-Marque, S., J. J. Morrone & C. Locascio de Mitrovich. 2000. Distributional patterns of the South American species of *Boeckella* (Copepoda, Centropagidae): a track analysis. *Journal of Crustacean Biology* 20: 262-272.
- Mura, G. & B. Brecciaroli. 2003. The zooplankton crustacean of the temporary waterbodies of the Oasis of Palo (Rome, central Italy). *Hydrobiologia* 495: 93-102.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). 1982. *Eutrophication of waters*. Monitoring, Assessment and Control. Final report. París 154 pp.
- Paggi, J. C. 1998. Capítulo 50: *Cladocera (Anomopoda y Ctenopoda)*. Pp. 507-518. In: S. Coscaron and J. J. Morrone (eds). *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*. Ediciones Sur, La Plata.
- Paggi, J. C. 1997. *Moina Macrocopa* (Straus, 1820) (Branchiopoda, Anomopoda) in South America: another case of species introduction? *Crustaceana*, vol. 70, no. 8, p. 886-893.
- Pejler, B. 1995. Relation to habitat in rotifers. *Hydrobiologia* 313/314: 267-278.
- Quirós, R., A. Rennella, M. Boveri, J. J. Rosso, & A. Sosnovsky. 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12: 175-185.
- Ringuelet, R. A. 1968. Tipología de las lagunas de la provincia de Buenos Aires. La limnología regional y los tipos lagunares. *Physis* 28 (76): 65-76.

- Ringuelet, R. A. 1972. Ecología y Biocenología del hábitat lagunar o lago de tercer orden de la región neotrópica templada (Pampasia Sudoriental de la Argentina). *Physis* 31 (82): 55-76.
- Roberto, Z. E., G. Casagrande & E. F. Viglizzo. 1994. *Lluvias en la Pampa Central. Tendencias y variaciones*. Centro Regional La Pampa - San Luis, INTA. Publicación N° 12. 25 pp.
- Rosen, R. A. 1981. Length - dry weight relationships of some freshwaters zooplankton. *Journal of Freshwater Ecology* 1:225-229.
- Roshier, D. A., P. H. Whetton, R. J. Allan. & A. I. Robertson. 2001. Distribution and persistence of temporary wetland habitats in arid Australia in relation to climate. *Austral Ecology* 26: 371-384.
- Ruttner-Kolisko A. 1977. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie* (8): 71-76.
- Scheffer, M. & E. Jeppesen. 2007. Regime Shifts in Shallow Lakes. *Ecosystems* (10): 1-3.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London. 357 pp.
- Schwartz, S. S. & D. G. Jenkins. 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. *Aquatic Ecology* 34: 3.8.
- Simovich, M. 1998. Crustacean biodiversity and endemism in California's ephemeral wetlands. In: *Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems*. Witham, C., Bauder, E., Belk, D., Ferren Jr., W. & Ornduff, R. Eds.: 107-118. Proceedings from a 1996 Conference. California Native Plant Society, Sacramento, CA.
- Smith, G. R., D. A. Vaala & H. A. Dingfelder. 2003. Distribution and abundance of macroinvertebrates within two temporary ponds. *Hydrobiologia* 497: 161-167.
- Sokal, R. R. & F. J. Rohlf. 1995. *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. 3rd edition. W.H. Freeman, New York.
- Sosnovsky, A. & 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.
- Torremorell, A., J. Bustingorry, R. Escaray & 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.
- Vignatti, A. M., S. A. Echaniz & M. C. Martín. 2007. El zooplancton de lagos someros de diferente salinidad y estado trófico en la región semiárida pampeana (La Pampa, Argentina). *Gayana* 71 (1): 38.48.

- Vignatti, A. 2011. *Biomasa del zooplancton en lagunas salinas y su relación con la concentración de sales en ausencia de peces*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Físico Químicas y Naturales.
- Wallace, R. L., E. J. Walsh, M. L. Arroyo & P. L. Starkweather. 2005. Life on the edge: rotifers from springs and ephemeral waters in the Chihuahuan Desert, Big Bend National park (Texas, USA). *Hydrobiologia* 546: 147-157.
- Waterkeyn, A., P. Grillas, B. Vanschoenwinkel & L. Brendonck. 2008. Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshwater Biology* 53: 1808-1822.
- Williams, D. D. 1987. *The ecology of temporary waters*. Timber Press, Portland. 205 pp.
- Williams, D. D. 2002. *Temporary water crustaceans: biodiversity and habitat loss*. In *Modern Approaches to the study of Crustacea*. E. Escobar-Briones & F. Álvarez eds.: 223-233. Kluwer Academic publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Williams, W. D., P. DeDecker & R. K. Shield. 1998. The limnology of Lake Torrens, an episodic salt lake of central Australia, with particular reference to unique events in 1989. *Hydrobiologia* 384: 101-110.
- Zar, J. H. 1996. *Bioestatistical analysis*. 3° Ed. Prentice Hall, New Jersey. 988 pp.