



FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

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

**DINÁMICA DEL MACROZOOPLANCTON DE UNA LAGUNA TEMPORARIA SUBSALINA DEL
VALLE ARGENTINO (LA PAMPA, ARGENTINA) EN AUSENCIA DE DEPREDACIÓN POR PECES**

MARIA LUZ DE LOS MILAGROS CHAVES

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

2014

- 0 -

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 Biológicas de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNLPam, durante el período comprendido entre el 9 de agosto de 2013 y 20 de noviembre de 2014, bajo la dirección de la Dra. Alicia María Vignatti y la codirección del Dr. Santiago Andrés Echaniz.

Agradecimientos

Me gustaría expresar mi más profundo y sincero agradecimiento a todas aquellas personas que con su ayuda han colaborado en la realización del presente trabajo, en especial a la Dra Maria Alicia Vignatti y al Dr Santiago Andrés Echaniz, director y co-director de esta investigación, por la ayuda, la orientación, el seguimiento y la supervisión continua de la misma, pero sobre todo por la motivación y el apoyo recibido a lo largo de todo este tiempo.

Gracias a la Lic. Gabriela Cecilia Cabrera por el interés mostrado por mi trabajo y las sugerencias recibidas.

Gracias a mi esposo y mi hijo por la comprensión y la paciencia que han tenido en todo este tiempo.

Gracias a mi hermano, primos, tíos y en especial a mi abuela y amigos por el apoyo y el ánimo.

Un agradecimiento muy especial a mi madre por estar siempre a mi lado y apoyarme a lo largo de mi carrera.

A todos ellos, muchas gracias.

20 de noviembre de 2014

Resumen

En La Pampa existen numerosos lagos subsalinos. Al presente, han sido más estudiados algunos influidos por ciudades debido a que tienen peces que les dan interés económico y turístico. Inversamente, la ecología de los lagos no influidos por ciudades, no ha recibido tanta atención. Debido a que las predicciones del modelo de los estados alternativos de los lagos someros han sido probadas en lagos subsalinos con fauna íctica, pero no en los que carecen de peces, el objetivo de esta Tesina es analizar información colectada en un lago de baja salinidad de Padre Buodo y probar que: i) debido a la carencia de peces depredadores el macrozooplancton está dominado por especies de talla grande y ii) a causa de la presencia de especies grandes, la biomasa del macrozooplancton es más elevada que la de lagos con peces. La riqueza del macrozooplancton de la laguna Padre Buodo fue alta. La ausencia de depredación permitió que prosperaran especies grandes, en especial *Daphnia spinulata*, *Boeckella gracilis* y *Ceriodaphnia dubia* y que la transparencia del agua fuera muy superior a la de lagos con peces. La biomasa del macrozooplancton de Padre Buodo fue más elevada que la de lagos subsalinos con peces depredadores, debido especialmente al aporte de los cladóceros. Los resultados permiten afirmar la validez del modelo de los estados alternativos también para ecosistemas acuáticos de La Pampa con baja concentración de sales y que carecen de depredadores vertebrados y pone en evidencia el rol de la cascada trófica como factor estructurador de la comunidad zooplanctónica.

Abstract

In La Pampa there are many subsaline lakes. Currently, they have been more studied some influenced by cities because they have fish that give them economic and touristic interest. Conversely, the ecology of lakes not influenced by cities has not received much attention. Because the predictions of the alternative states of shallow lakes model have been tested in subsaline lakes with fish but not in those without fish, the aim of this work was to analyze information collected in a low salinity lake of Padre Buodo and to test that: i) due to the lack of predatory fish, macrozooplankton is dominated by large size species and ii) because of the presence of large species, macro-zooplankton biomass is higher than that of lakes with fish. The macrozooplankton of Padre Buodo was high. The absence of predation allowed the presence of large species, especially *Daphnia spinulata*, *Boeckella gracilis* y *Ceriodaphnia dubia* and that the water transparency was much higher than that of lakes with fish. The macrozooplankton biomass of Padre Buodo was higher than that of subsaline lakes with predatory fish, especially due to the contribution of cladocerans. The results confirm the validity of the alternative states model also for aquatic ecosystems of La Pampa with low salts concentrations and lack vertebrate predators and highlight the role of trophic cascade as a structuring factor of the zooplankton community.

Índice general

Prefacio	1
Agradecimientos	2
Resumen	3
<i>Abstract</i>	4
Índice general	5
Índice de Figuras	5
Índice de Tablas	7
Introducción	8
El modelo de los estados alternativos de los lagos someros	8
Los lagos someros temporarios	9
Hipótesis	11
Objetivos	12
Objetivo general	12
Objetivos específicos	12
Materiales y métodos	12
Área de estudio	12
Trabajo de campo y laboratorio	14
Análisis de datos	14
Resultados	14
Parámetros ambientales	14
Macrozooplancton	17
Discusión	31
Bibliografía	36

Índice de figuras

Figura 1: Estados alternativos de los lagos someros.	9
Figura 2: Ubicación geográfica de la laguna Padre Buodo.	13
Figura 3: Fotografía de la laguna Padre Buodo en septiembre de 2002.	13
Figura 4: Variación mensual de la profundidad y la salinidad.	15
Figura 5: Variación mensual de la temperatura del agua.	15
Figura 6: Variación mensual de la transparencia del agua.	16
Figura 7: Variación mensual del pH del agua.	16
Figura 8: Variación mensual de la densidad y la biomasa del macrozooplancton de la laguna Padre Buodo.	18
Figura 9: Composición porcentual de la densidad por grupo taxonómico.	19

Figura 10: Composición porcentual de la biomasa por grupo taxonómico.	19
Figura 11: Variación mensual de la densidad y biomasa de <i>Ceriodaphnia dubia</i> durante del estudio.	20
Figura 12: Distribución de las tallas de <i>C. dubia</i> a lo largo del período estudiado.	20
Figura 13: Distribución de las tallas de <i>C. dubia</i> registradas en la laguna Padre Buodo a lo largo del estudio.	21
Figura 14: Variación mensual de la densidad y biomasa de <i>Daphnia spinulata</i> a lo largo del estudio.	22
Figura 15: Distribución de las tallas de <i>D. spinulata</i> a lo largo del período estudiado.	22
Figura 16: Distribución de las tallas de <i>D. spinulata</i> registradas en la laguna Padre Buodo a lo largo del período en estudio.	23
Figura 17: Variación mensual de la densidad y biomasa de <i>Moina micrura</i> a lo largo del estudio.	23
Figura 18: Distribución de tallas de <i>M. micrura</i> a lo largo del período estudiado.	24
Figura 19: Distribución de las tallas de <i>M. micrura</i> registradas en la laguna Padre Buodo a lo largo del estudio.	24
Figura 20: Variación mensual de la densidad y biomasa de <i>Alona diaphana</i> a lo largo del estudio.	25
Figura 21: Comparación de las tallas de <i>A. diaphana</i> a lo largo del período estudiado.	25
Figura 22: Distribución de tallas de <i>A. diaphana</i> registradas en la laguna Padre Buodo a lo largo del estudio.	26
Figura 23: Contribución porcentual a la biomasa de los cladóceros más importantes.	26
Figura 24: Variación mensual de la densidad y biomasa de <i>Boeckella gracilis</i> a lo largo del estudio.	27
Figura 25: Distribución de tallas de <i>B. gracilis</i> a lo largo del período estudiado.	28
Figura 26: Distribución de tallas de <i>B. gracilis</i> registradas en la laguna Padre Buodo a lo largo del estudio.	28
Figura 27: Variación mensual de la densidad de los copépodos ciclopoideos.	29
Figura 28: Variación de la talla media de los copépodos ciclopoideos.	30
Figura 29: Variación mensual de la talla y la biomasa de los copépodos ciclopoideos.	30

Índice de Tablas

Tabla 1: Clasificación de los cuerpos de agua según su salinidad (Hammer, 1986).	10
Tabla 2: Especies registradas en el macrozooplancton de la laguna Padre Buodo, con la indicación de los meses durante los cuales fueron halladas.	17
Tabla 3: Principales parámetros ambientales de nueve cuerpos de agua someros de la Provincia de La Pampa.	33
Tabla 4: Densidad (ind.L^{-1}) y biomasa ($\mu\text{g.L}^{-1}$) medias de microcrustáceos de nueve cuerpos de agua de la provincia de La Pampa.	35

Introducción

El modelo de los estados alternativos de los lagos someros

Algunos de los aspectos más destacables de los lagos (lagunas) de la provincia de La Pampa son su escasa profundidad (lo que los lleva a que puedan ser considerados como lagos someros) y su temporalidad. Entre las principales características de los lagos someros se cuenta su falta de estratificación térmica, lo que les confiere carácter polimíctico (Scheffer, 1998; Quirós *et al.*, 2002). Sus concentraciones de nutrientes (fósforo y nitrógeno), tanto disueltos en el agua como en los sedimentos, suelen ser muy elevadas, lo que conduce a que sean ambientes eutróficos o hipertróficos (Quirós *et al.*, 2002).

En la actualidad, el marco teórico más aceptado, propuesto para comprender el funcionamiento de estos ambientes, es el *Modelo de los estados alternativos de los lagos someros*, que indica que la presencia de peces planctívoros determina una elevada presión de depredación sobre las especies zooplanctónicas de mayor talla y eficiencia de filtración, lo que conlleva a que las concentraciones de clorofila *a* aumenten y la transparencia del agua disminuya, produciendo el estado conocido como *turbio* (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer, 1998; Scheffer & Jeppesen, 2007; Jeppesen *et al.*, 2007a y b, Muylaert *et al.*, 2006, Manca *et al.*, 2008) (Fig. 1). Inversamente, la ausencia de peces favorece el desarrollo de cladóceros zooplanctónicos grandes, que con su pastoreo mantienen bajas las concentraciones de clorofila *a* y elevada la transparencia del agua (Kalf, 2002; Muylaert *et al.*, 2006, Potthoff *et al.*, 2008), lo que lleva al estado *claro* (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer, 1998; Scheffer & Jeppesen, 2007; Jeppesen *et al.*, 2007a y b) (Fig. 1).

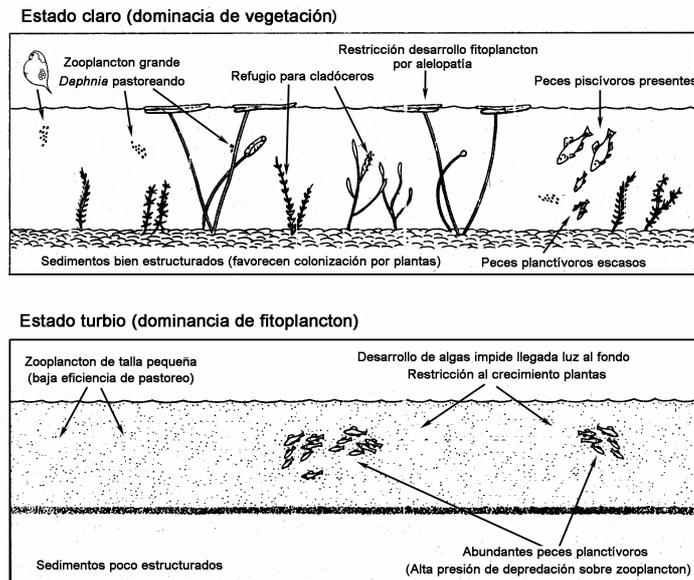


Figura 1: Estados alternativos de los lagos someros.

Modificado de: Moss, B., J. Madgwick & G. Phillips, 1996. *A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes*. Environmental Agency, Broads Authority, Norwich, Norfolk, 179 pp.

Los lagos someros temporarios

La mayor parte de los lagos naturales de La Pampa pueden ser considerados temporarios, ya que son ecosistemas que contienen agua durante períodos que pueden variar desde pocos meses hasta varios años (Schwartz & Jenkins, 2000). Esta temporalidad se debe a que la mayoría de los lagos pampeanos están ubicados en cuencas arreicas, alimentados principalmente por precipitaciones y en menor medida por aportes freáticos. Esto hace que se llenen en períodos lluviosos y posteriormente, durante períodos más secos, su nivel baje paulatinamente, llegando en muchas ocasiones a su secado completo (Echaniz & Vignatti, 2010; Vignatti *et al.*, 2012 a y b). 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).

Por otro lado, la concentración de sólidos disueltos (salinidad) de la mayor parte de los lagos someros pampeanos suele ser elevada y ampliamente variable, lo que hace que puedan ser considerados lagos salados (Hammer, 1986) (Tabla 1). Este parámetro es uno de los factores abióticos que mayor influencia tiene en la ecología de estos ambientes (Paggi *et al.*, 2002; Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2006; Echaniz & Vignatti, 2011; Vignatti *et al.*, 2007). Sin embargo, en La Pampa, existen varios lagos naturales asociados a cadenas medanosas o algunos altamente impactados, situados en cercanía de ciudades (de las que reciben desagües pluviales) con salinidades relativamente reducidas (Vignatti *et al.*, 2009; Echaniz & Vignatti, 2010; Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2012 a y b; Echaniz *et al.*, 2013; Vignatti *et al.*, 2012 b). La ecología de los primeros, no influidos por ciudades, no ha recibido mucha atención al presente, probablemente debido a que, como carecen de fauna íctica, no tienen interés económico y turístico. Inversamente, los cercanos a ciudades, dado que tienen fauna íctica que les confiere importancia recreativa y turística, son monitoreados frecuentemente (Echaniz *et al.*, 2008; 2009; 2012 a y b; 2014; Pilati *et al.*, 2009).

Tabla 1: Clasificación de los cuerpos de agua según su salinidad (Hammer, 1986).

Lagos de agua dulce	hasta 0,5 g.L ⁻¹
Lagos subsalinos	0,5 – 3 g.L ⁻¹
Lagos salinos	
Hiposalinos	3 – 20 g.L ⁻¹
Mesosalinos	20 – 50 g.L ⁻¹
Hipersalinos	más de 50 g.L ⁻¹

Al presente, en La Pampa, la cascada trófica (efecto *top down*) propuesta por el modelo de los estados alternativos de los lagos someros ha sido comprobada en lagos subsalinos como La Arocena, cercana a General Pico, Don Tomás, aledaña a Santa Rosa o hiposalinos como el Bajo de Giuliani, cercano a la ciudad capital en los que se registran poblaciones de peces planctívoros, representados especialmente por *Odontesthes bonariensis* (pejerrey). En los tres casos, el zooplankton que se halló fue de pequeña talla,

con predominio de copépodos ciclopoideos y rotíferos (Vignatti *et al.*, 2009; Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2012 a). La ausencia de especies de tamaño grande, en especial del género *Daphnia* hace que las concentraciones de clorofila *a* fitoplanctónica de los tres ecosistemas sea muy elevada y por lo tanto, la transparencia del agua muy reducida (Echaniz *et al.*, 2012 a y b), lo que es homologado comúnmente a mala calidad del agua. La situación inversa, esto es, zooplancton de talla grande, frecuente presencia de algunas especies de *Daphnia* (y por lo tanto alta biomasa) y concentraciones de clorofila *a* reducidas que permiten gran transparencia del agua sólo ha sido comprobada en lagos salados, en los que el estrés ambiental y la frecuente desecación hacen dificultosa la presencia de fauna íctica (Echaniz *et al.*, 2010; Echaniz *et al.*, 2011; Vignatti *et al.*, 2012 b). En Argentina, el efecto de la ausencia de peces en lagos subsalinos es una situación que ha sido probada más en condiciones experimentales (Boveri & Quirós, 2002; 2007) que en estudios de campo, debido a que, como las condiciones ambientales son más favorables, es más frecuente que estos ecosistemas tengan fauna íctica (Renella & Quirós, 2002). Teniendo en cuenta que en La Pampa se cuenta con información sobre los principales parámetros limnológicos y biológicos, en especial de la comunidad zooplanctónica, colectada en un lago somero, temporario subsalino del valle Argentino que careció de peces planctívoros como el pejerrey, se proponen las siguientes hipótesis a verificar y objetivos a llevar a cabo:

Hipótesis:

- 1.- Debido a la carencia de peces depredadores como el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), dada por la temporalidad de la laguna, el macrozooplancton está dominado por especies de talla relativamente grande, entre los que se registran especies de los géneros *Daphnia* y *Boeckella*.
- 2.- A causa de la presencia de especies zooplanctónicas de talla relativamente grande, la biomasa del macrozooplancton es más elevada que la de lagos subsalinos con presencia de peces depredadores pero semejante a la de lagos salinos que carecen de ellos.

Objetivos:

Objetivo General

Analizar información colectada en un lago somero temporario subsalino del centro de la provincia de La Pampa, sobre los parámetros físicos, químicos y biológicos, diversidad específica, espectro de tallas y biomasa del macrozooplancton, establecer relaciones entre dichos parámetros y verificar la validez del modelo de los estados alternativos de los lagos someros para ecosistemas acuáticos con baja concentración de sales y que carecen de depredadores vertebrados.

Objetivos específicos

- Estudiar las variaciones mensuales de la profundidad, la salinidad, el pH, la temperatura del agua, y la transparencia.
- Establecer la diversidad del macrozooplancton a nivel de los dos grandes grupos de microcrustáceos (cladóceros y copépodos) durante el período estudiado.
- Determinar el espectro de tallas del macrozooplancton (de las principales especies) y compararla con la determinada en ambientes pampeanos subsalinos con peces y salinos sin éstos, a efectos de verificar los postulados del modelo mencionado más arriba, en condiciones naturales.
- Calcular la biomasa macrozooplanctónica ($\mu\text{g.L}^{-1}$) y su variación mensual, total, por grupo taxonómico y de las principales especies.
- Establecer relaciones entre la riqueza, la densidad y la biomasa macrozooplanctónica con los diferentes parámetros ambientales determinados.
- Comparar los resultados obtenidos con la información publicada para otros lagos pampeanos subsalinos (con y sin peces planctívoros) y salinos sin dicha fauna íctica.

Materiales y métodos

Área de estudio

La laguna estudiada está situada en el paraje Padre Buodo, del Valle Argentino ($37^{\circ} 19' \text{ S}$; $64^{\circ} 18' \text{ W}$) (Fig. 2). Se trata de un cuerpo de agua ubicado en una cuenca arreica y

alimentado principalmente por precipitaciones. Es un ambiente temporario que sólo contiene agua durante períodos de grandes o frecuentes precipitaciones y que luego del período de muestreo se secó completamente. Durante el estudio tuvo una longitud máxima de 1169 m, un ancho máximo de 730 m, una superficie de 54 ha y alcanzó una profundidad máxima de 1,61 m (Vignatti *et al.*, 2007) (Fig. 3). Está rodeada de campos dedicados al cultivo de cereales y ganadería extensiva.

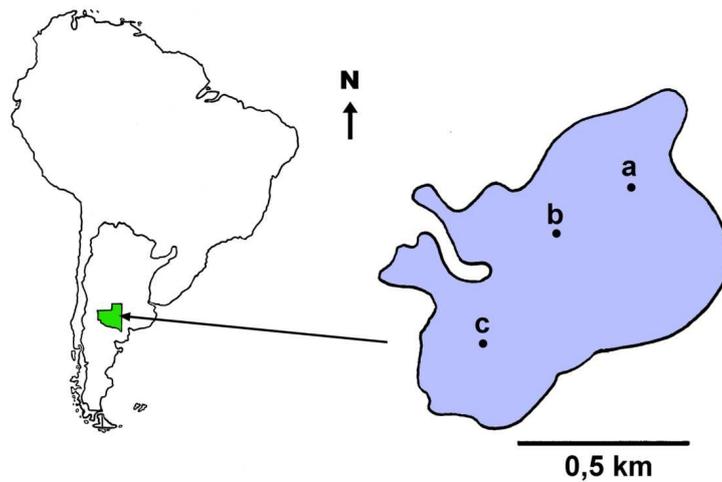


Figura 2: Ubicación geográfica de la laguna Padre Buodo. A; b y c: sitios de muestreo.



Figura 3: Fotografía de la laguna Padre Buodo en septiembre de 2002.

Trabajo de campo y de laboratorio

Para el desarrollo de este proyecto se emplearon muestras de zooplancton e información colectada mensualmente desde marzo de 2002 hasta febrero de 2003. Las muestras de agua y zooplancton fueron tomadas según la metodología detallada en Vignatti *et al.* (2007).

Para la determinación de las tallas se midieron al menos 30 ejemplares de cada una de las especies macrozooplanctónicas registradas mediante un ocular micrométrico Leitz, a excepción de los copépodos ciclopoideos que fueron medidos en forma conjunta.

Para el cálculo de la biomasa se emplearon ecuaciones que relacionan la talla de los ejemplares con su peso seco (Dumont *et al.* 1975, Rosen 1981, McCauley 1984, Culver *et al.* 1985).

Análisis de los datos

Los programas de computación utilizados para realizar los análisis estadísticos y numéricos fueron InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2010) y PAST (Hammer *et al.*, 2001).

Resultados

Parámetros ambientales

Al inicio del estudio, en marzo 2002, la profundidad de la laguna fue de 0,8 m. Ascendió hasta llegar a un máximo de 1,21 m en septiembre, pero posteriormente descendió hasta alcanzar 0,55 m en febrero de 2003 (Fig. 4). Se encontró correlación significativa con la salinidad ($r_s = -0,88$; $p = 0,0002$), ya que esta disminuyó ligeramente desde $1,54 \text{ g.L}^{-1}$, registrados en marzo a $1,35 \text{ g.L}^{-1}$ en junio, manteniéndose en esos niveles hasta diciembre, cuando comenzó a aumentar hasta alcanzar un máximo de $1,87 \text{ g.L}^{-1}$ en febrero de 2003 (Fig. 4).

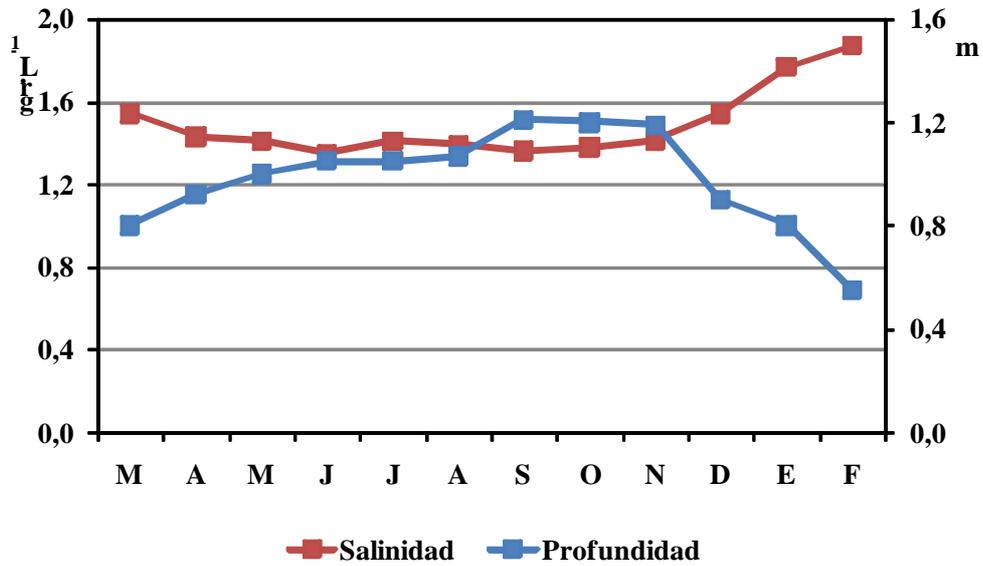


Figura 4: Variación mensual de la profundidad y la salinidad.

La temperatura del agua siguió un patrón estacional, declinó a partir de marzo de 2002 y llegó a un mínimo de 5,2 °C en junio, y luego ascendió hasta alcanzar un máximo de 24 °C en diciembre (Fig. 5).

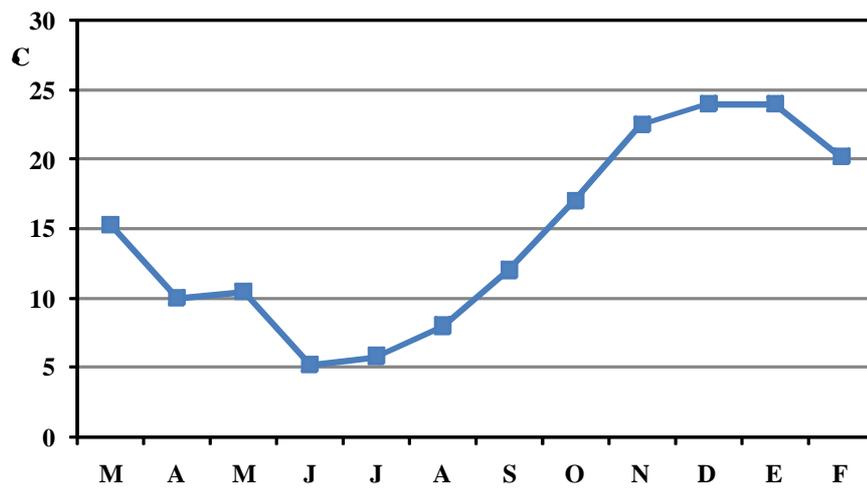
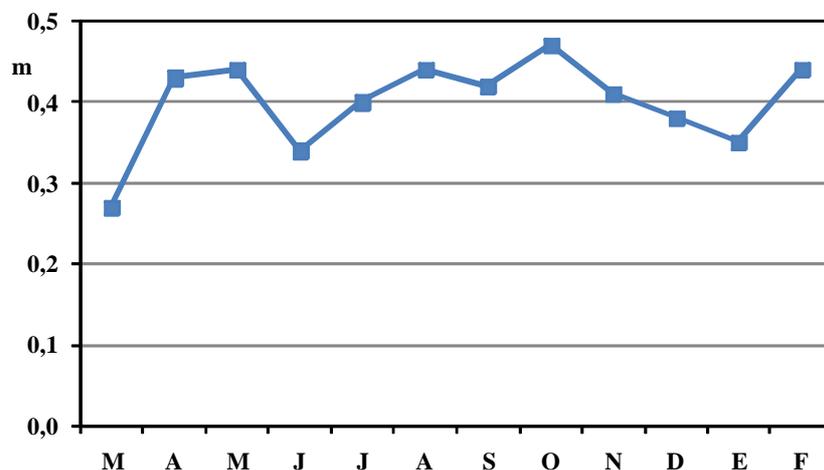


Figura 5: Variación mensual de la temperatura del agua.

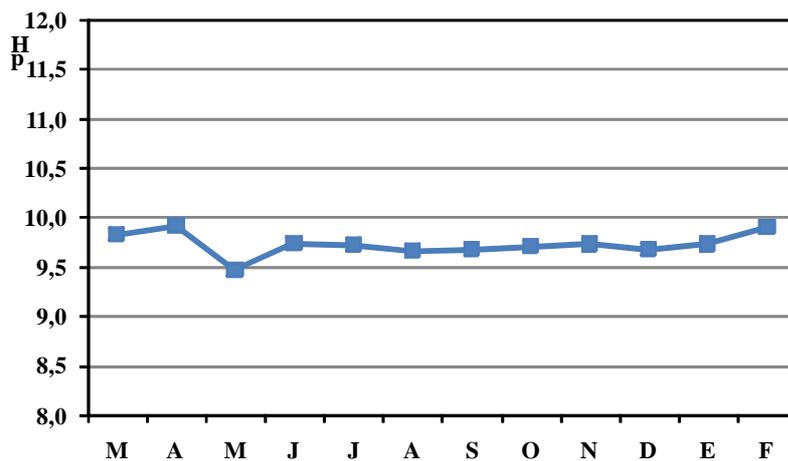
La transparencia media del agua registrada durante el ciclo marzo 2002 a febrero de 2003 fue de 0,40 m ($\pm 0,56$). Mostró fluctuaciones relativamente amplias, ya que su valor mínimo fue de 0,27 m, registrado en marzo y el máximo 0,47 m en octubre (Fig. 6).



Figur

a 6: Variación mensual de la transparencia del agua.

El pH medio fue de 9,73 ($\pm 0,118$) y se mantuvo relativamente estable a lo largo del periodo de estudio (Fig. 7).



Figura

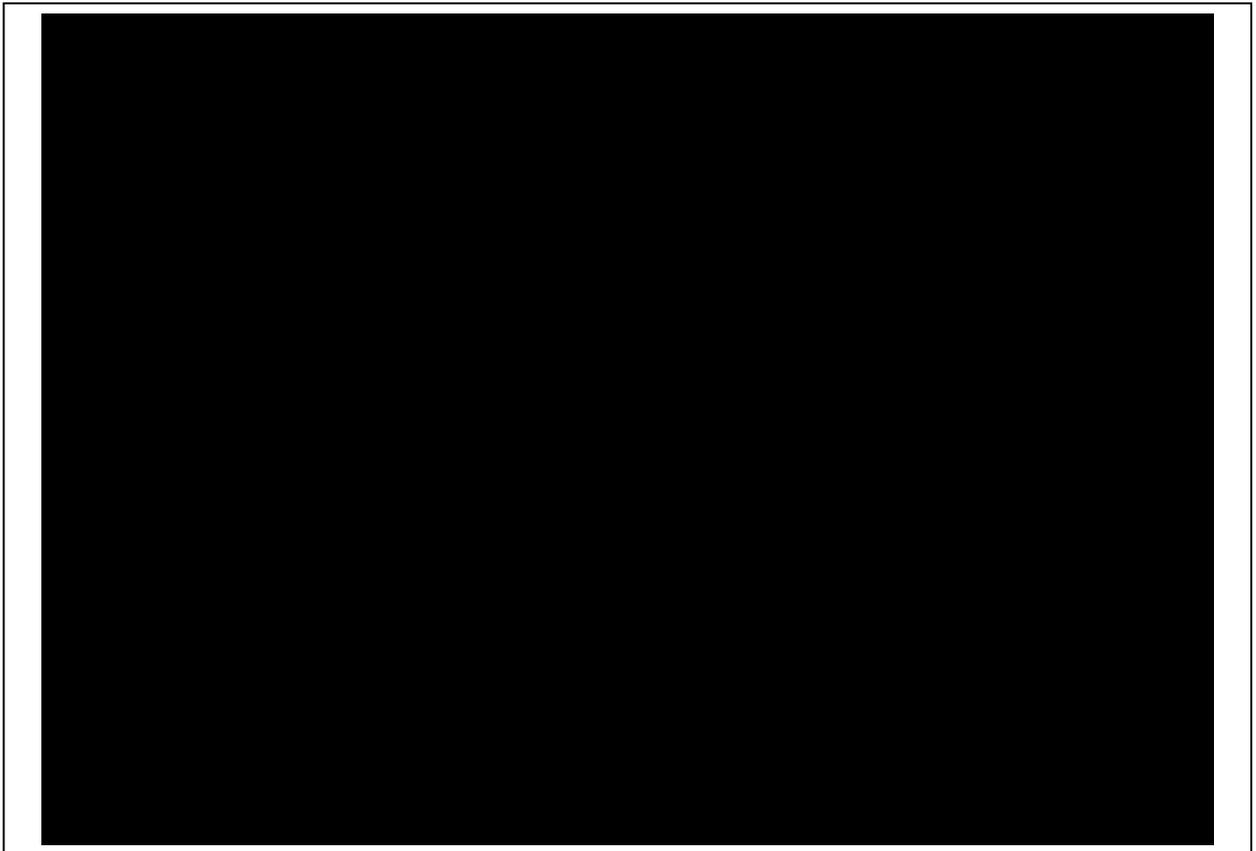
7: Variación mensual del pH del agua.

Macrozooplancton

En el macrozooplancton de la laguna se registraron 12 *taxa*: 8 cladóceros y 4 copépodos (Tabla 2). Entre los primeros, *Ceriodaphnia dubia* se registró en todas las ocasiones de muestreo seguida por *Alona diaphana* que estuvo presente entre abril y diciembre de 2002. Otras especies como *Chydorus* cfr. *sphaericus*, *Simocephalus vetulus* y *Leydigia leidigi* se registraron una sola vez en junio de 2002 (Tabla 2).

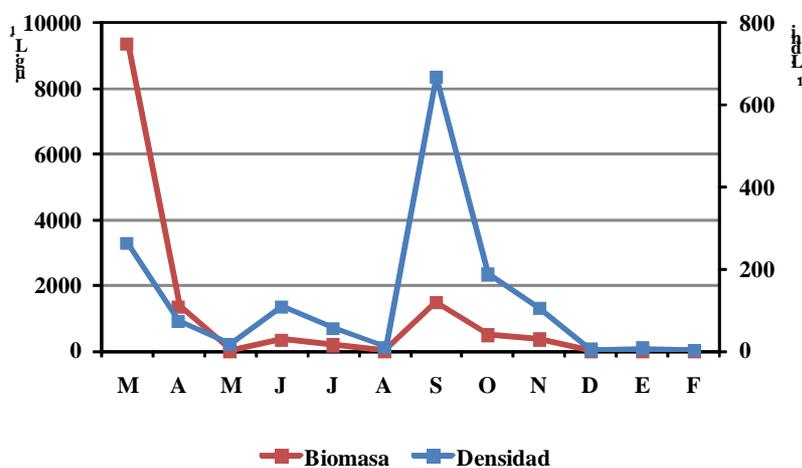
Entre los copépodos *Microcyclops anceps* se registró durante 11 meses a partir de abril de 2002 y *Boeckella gracilis*, entre marzo y diciembre de 2002. Por otro lado *Acanthocyclops robustus* sólo estuvo presente en septiembre y octubre (Tabla 2).

Tabla 2: Especies registradas en el macrozooplancton de la laguna Padre Buodo, con la indicación de los meses durante los cuales fueron halladas.



La densidad media total de la taxocenosis de crustáceos zooplanctónicos a lo largo del estudio fue de 124,26 ind.L⁻¹ (\pm 189,5). Las menores abundancias se registraron durante

el verano, cuando oscilaron entre 6,12 y 1,87 ind.L⁻¹ en enero y febrero respectivamente y la abundancia máxima, superior a 660 ind.L⁻¹ se registró a inicios de la primavera (Fig. 8). Por otro lado la biomasa media total fue de 1140,68 µg.L⁻¹ (± 2640,6) y siguió el mismo patrón que la densidad, por lo que los valores mínimos (10,98 µg.L⁻¹ y 5,05 µg.L⁻¹) se registraron en enero y febrero de 2003 respectivamente (Fig. 8). Sin embargo, a pesar de que en septiembre se encontró un pico de biomasa que acompañó la mayor densidad, la mayor biomasa se registró en marzo, cuando alcanzó 9366,67 µg.L⁻¹ (Fig. 8). Ambos parámetros mostraron una elevada correlación ($r_s=0,94$; $p=0,0000$).



Figur
a 8: Variación mensual de la densidad y la biomasa del macrozooplancton de la laguna Padre Buodo.

A lo largo del estudio, la mayor densidad y biomasa fueron aportadas por los cladóceros (140,52 ind.L⁻¹ y 1931,35 µg.L⁻¹), que representaron el 76% y 96% respectivamente del total del macrozooplancton (Figs. 9 y 10), mientras que la densidad y la biomasa media de los copépodos solo alcanzaron 45,26 ind.L⁻¹ y 84,143 µg.L⁻¹. Estos últimos fueron más abundantes durante los meses de verano aunque sólo aportaron la mayor biomasa durante diciembre (Figs. 9 y 10).

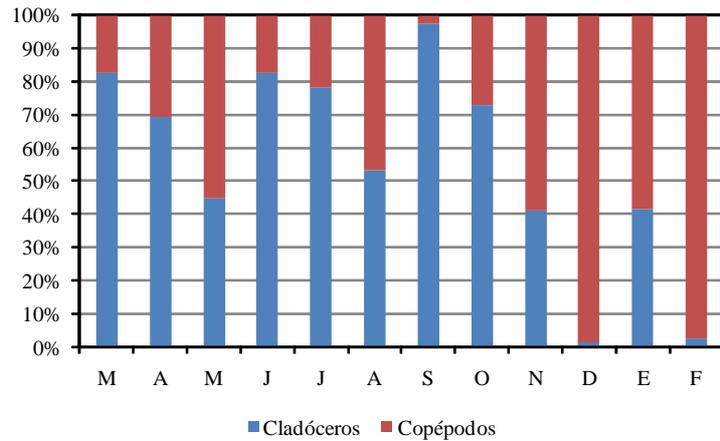


Figura 9: Composición porcentual de la densidad por grupo taxonómico.

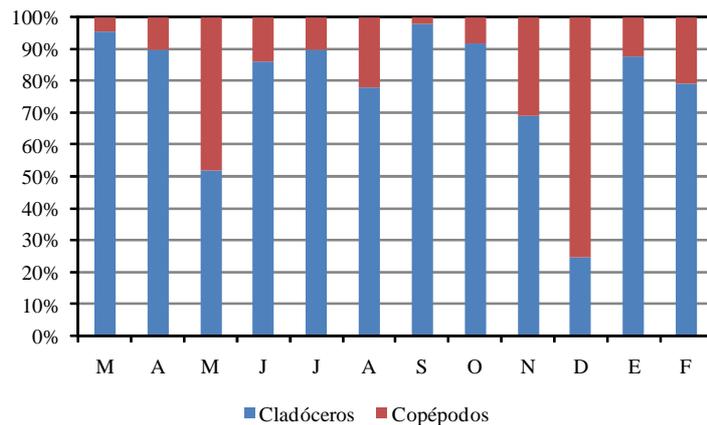


Figura 10: Composición porcentual de la biomasa por grupo taxonómico.

Entre los cladóceros *Ceriodaphnia dubia* fue la especie que mayor densidad media aportó durante el estudio ($87,92 \text{ ind.L}^{-1} \pm 188,28$). Estuvo presente durante todo el año, aunque con densidades muy bajas durante los meses de mayor temperatura y mostró un pico de densidad y biomasa en septiembre cuando alcanzó 661 ind.L^{-1} y $1454,56 \mu\text{g.L}^{-1}$. A pesar de ser la especie más abundante, su aporte a la biomasa media ($218,12 \mu\text{g.L}^{-1}$) no fue elevado y sólo representó el 10,8% del total (Fig. 11).

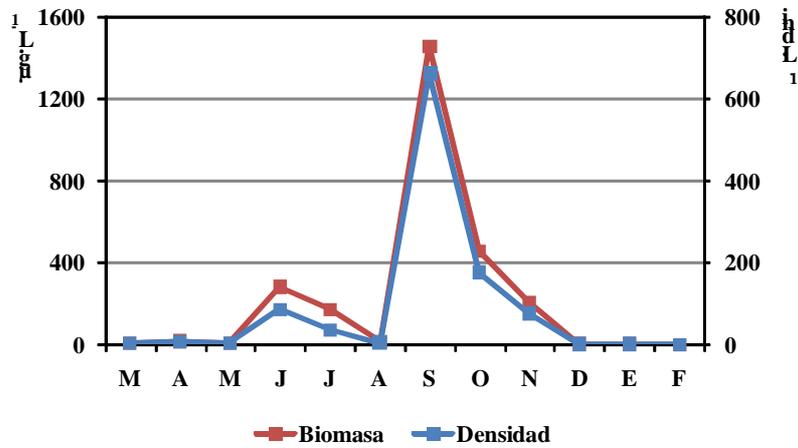


Figura 11: Variación mensual de la densidad y biomasa de *C. dubia* a lo largo del estudio.

La talla media de esta especie fue de 515,09 μm ($\pm 88,9$). Fue diferente entre meses ($H = 82,37$; $p = 0,0000$) y mostró un cierto patrón estacional, dado que los ejemplares fueron ligeramente más grandes en los meses más fríos, a pesar de que la correlación entre el tamaño y la temperatura del agua no fue significativa (aunque estuvo cerca del nivel de significación: $r_s = -0,51$; $p = 0,0867$) (Fig. 12).

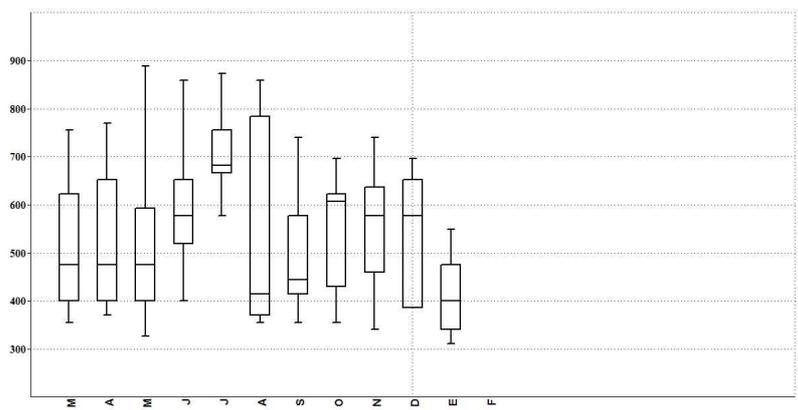


Figura 12: Distribución de las tallas de *C. dubia* a lo largo del período estudiado.

La distribución de frecuencias de las tallas de esta especie mostró un patrón bimodal, con la prevalencia de ejemplares juveniles, con tamaños cercanos a 400 μm y adultos que rondaron 650 μm (Fig. 13).

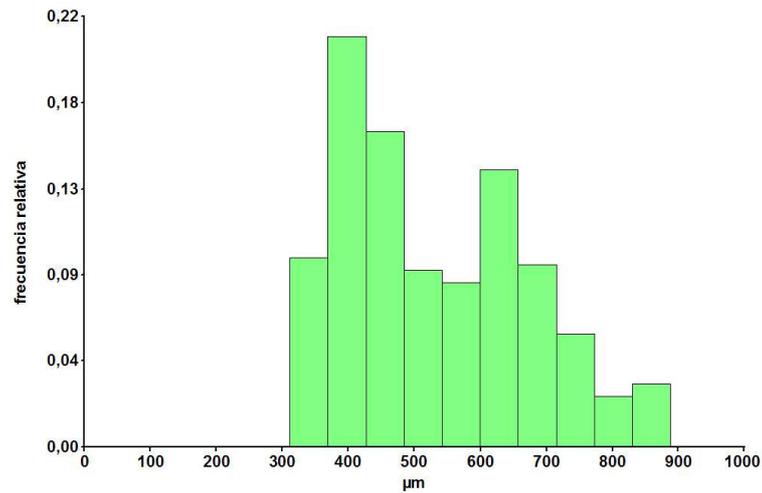


Figura 13: Distribución de las tallas de *C. dubia* registradas en la laguna Padre Buodo a lo largo del estudio.

Daphnia spinulata mostró una densidad y biomasa medias de 44,25 ind.L⁻¹ (\pm 86,20) y 1700 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (\pm 3578,91) respectivamente.

Entre los cladóceros fue la especie que mayor biomasa media aportó, dado que representó el 84,35% del total. Se registró desde marzo a junio y desde noviembre a diciembre, aunque con densidades bajas durante todo el periodo de estudio pero tuvo un pico de densidad y biomasa en marzo, cuando alcanzó 216,50 ind.L⁻¹ y 8941,077 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Fig. 14).

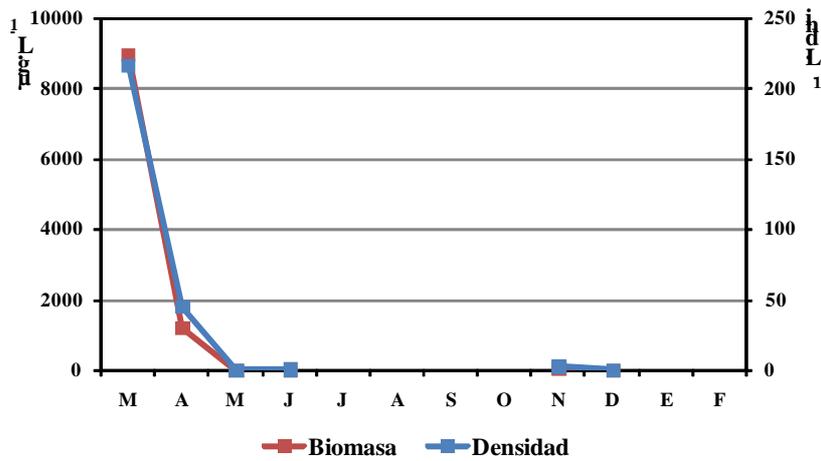


Figura 14: Variación mensual de la densidad y biomasa de *D. spinulata* a lo largo del estudio.

La talla media de esta especie fue de 1084,08 μm ($\pm 487,19$) y fue diferente entre los meses ($H = 42,8$; $p = 0,0000$), ya que los ejemplares fueron ligeramente más grandes en marzo cuando alcanzaron una talla media de 1753,23 μm (Fig. 15).

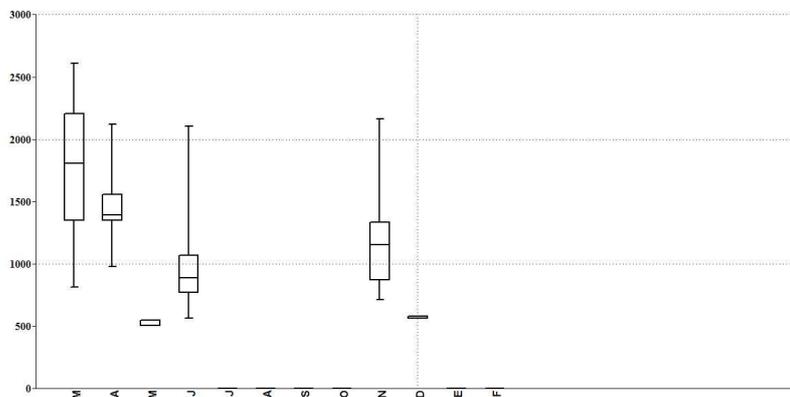


Figura 15: Distribución de las tallas de *D. spinulata* a lo largo del período estudiado.

La distribución de frecuencias de las tallas de esta especie también fue bimodal, con tamaños máximos cercanos a 800 y 1350 μm , pero las hembras adultas de tamaño grande fueron muy escasas (Fig. 16).

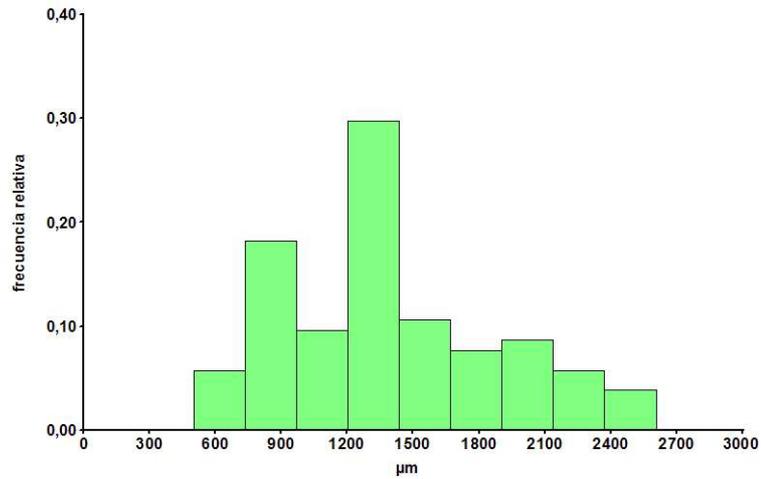


Figura 16: Distribución de las tallas de *D. spinulata* registradas en la laguna Padre Buodo a lo largo del período en estudio.

Moina micrura alcanzó una densidad y biomasa medias de 2 ind.L⁻¹ ($\pm 1,46$) y 6,47 $\mu\text{g.L}^{-1}$ ($\pm 1,81$). Se registró durante el verano y a pesar de que durante enero y febrero fue el cladóceros predominante, su densidad y biomasa fueron muy reducidas (3,62 ind.L⁻¹ y 8,47 $\mu\text{g.L}^{-1}$ y 1,75 ind.L⁻¹ y 4,94 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivamente) (Fig. 17).

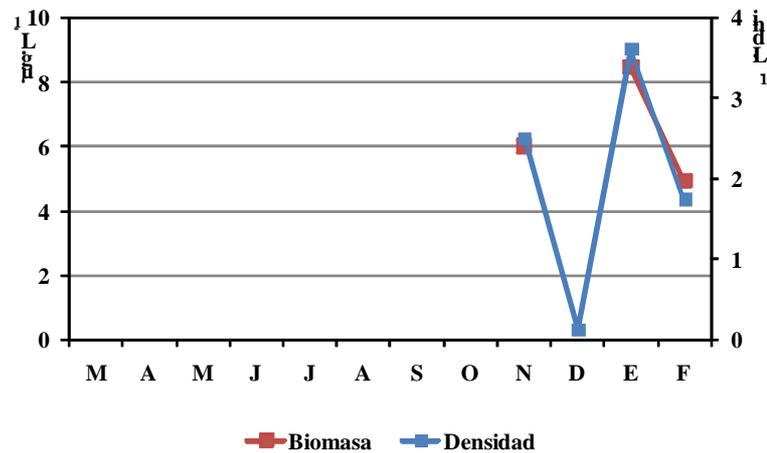


Figura 17: Variación mensual de la densidad y biomasa de *M. micrura* a lo largo del estudio.

La talla media de los ejemplares de esta especie fue 674,19 μm ($\pm 28,75$). Fue muy uniforme durante los meses en que se registró, dado que no se encontraron diferencias ($H = 4,49$; $p = 0,1067$) (Fig. 18).

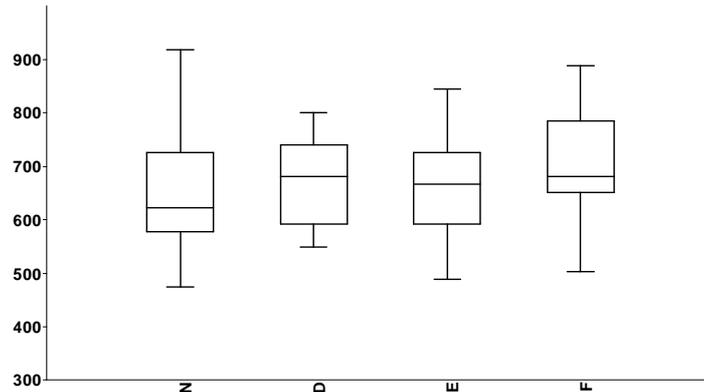


Figura 18: Distribución de tallas de *M. micrura* a lo largo del período estudiado.

La distribución de frecuencias de las tallas de esta especie mostró una distribución casi unimodal. Los ejemplares más abundantes rondaron los 700 μm pero, al igual que con las especies anteriores, fueron escasa las hembras de tamaño grande (Fig. 19).

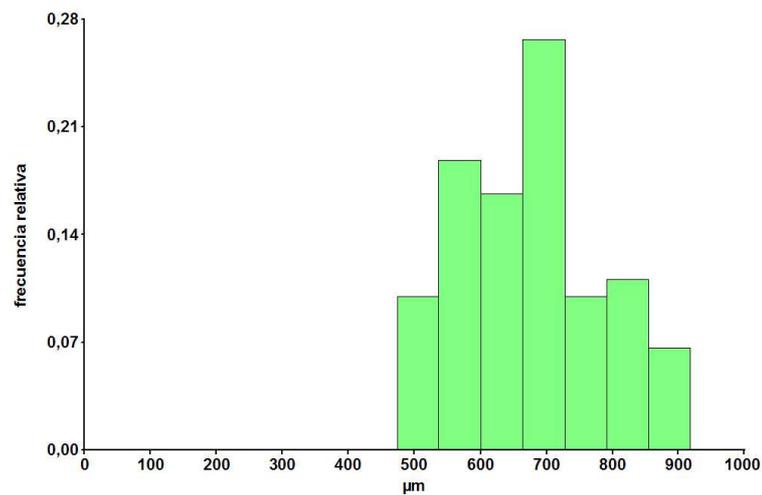


Figura 19: Distribución de las tallas de *M. micrura* registradas en la laguna Padre Buodo a lo largo del estudio.

Alona diaphana aportó una densidad y biomasa media de 4,79 ind.L⁻¹ (\pm 4,33) y 2,45 μ g.L⁻¹ (\pm 2,39). Se registró entre abril y diciembre y fue más abundante durante los meses invernales, con un pico de densidad y biomasa de 12 ind.L⁻¹ y 7,16 μ g.L⁻¹ en junio (Fig. 20).

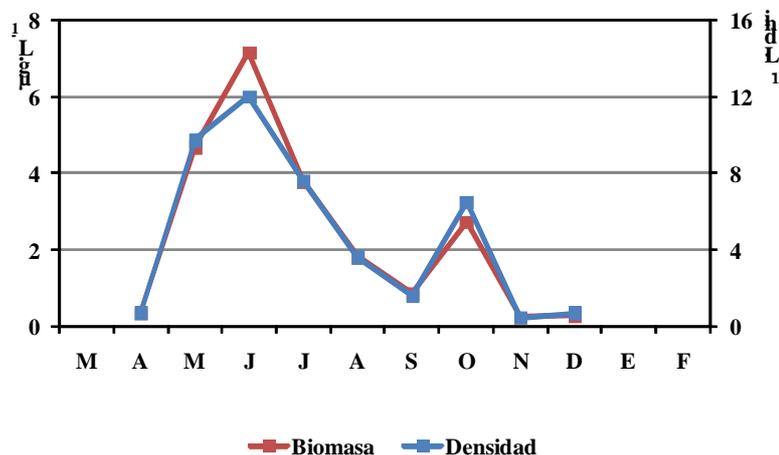


Figura 20: Variación mensual de la densidad y biomasa de *A. diaphana* a lo largo del estudio.

La talla media de esta especie fue de 364,71 μ m (\pm 29,76). Fue diferente entre los meses ($H = 79,7$; $p = 0,0000$) y se encontró correlación negativa con la temperatura del agua ($r_s = -0,71$; $p = 0,0106$) ya que los ejemplares fueron ligeramente más grandes durante los meses más fríos, de forma que durante junio alcanzaron 418,6 μ m (Fig. 21).

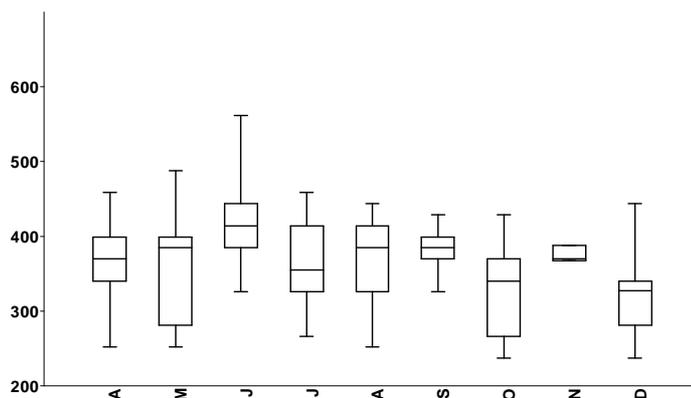


Figura 21: Comparación de las tallas de *A. diaphana* a lo largo del período estudiado.

La distribución de frecuencia de las tallas de esta especie mostró una distribución unimodal, con el predominio de los ejemplares de tamaño medio (Fig. 22).

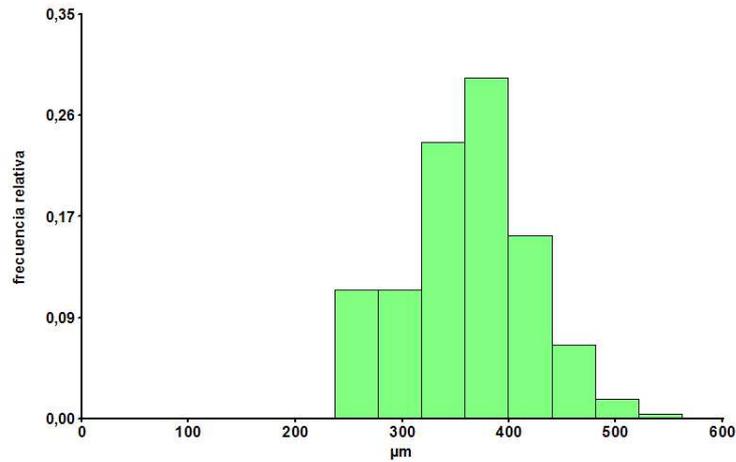


Figura 22: Distribución de tallas de *A. diaphana* registradas en la laguna Padre Buodo a lo largo del estudio.

Macrothrix sp. fue hallada en el período de marzo-julio y volvió a registrársela en enero. *Chydorus* cfr. *sphaericus* y *Simocephalus vetulus* solo se registraron en junio con una densidad de 0,12 ind.L⁻¹ y 0,25 ind.L⁻¹ y una biomasa de 0,306 µg.L⁻¹ y de 3,406 µg.L⁻¹, respectivamente.

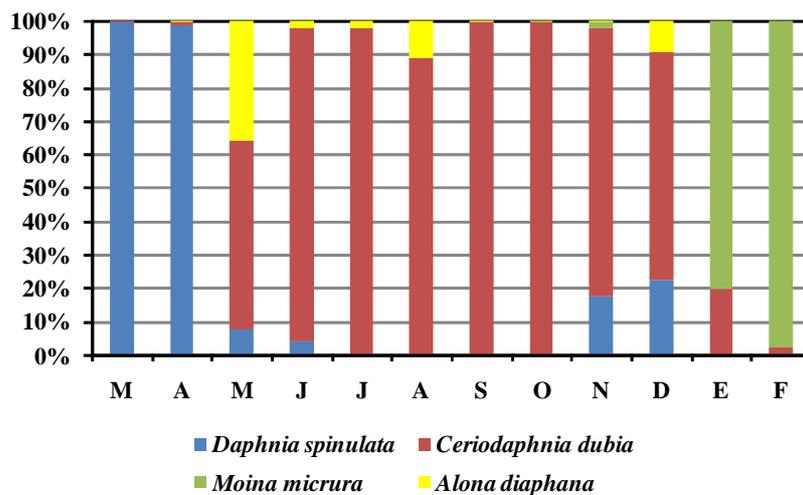


Figura 23: Contribución porcentual a la biomasa de los cladóceros más importantes.

Sin considerar a *C. dubia* y *D. spinulata*, los demás cladóceros aportaron densidades y biomazas medias muy reducidas, ya que sumadas, no superaron el 5,9 % y 0,68 % del total respectivamente (Fig. 23).

Entre los copépodos, *Boeckella gracilis* presentó una densidad y biomasa medias de 9,32 ind.L⁻¹ (\pm 12,52) y 82,04 μ g.L⁻¹ (\pm 127,2) respectivamente. Se registró entre marzo y diciembre y estuvo ausente en enero y febrero. Ambos parámetros alcanzaron valores máximos en marzo con 41,75 ind.L⁻¹ y 419,69 μ g.L⁻¹ respectivamente, aunque se registró otro pequeño pico durante noviembre, que alcanzó 22,25 ind.L⁻¹ y 114,37 μ g.L⁻¹ (Fig. 24).

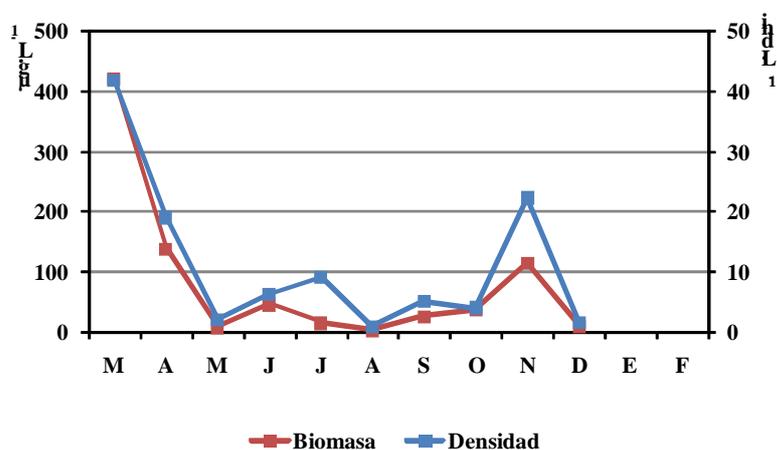


Figura 24: Variación mensual de la densidad y biomasa de *B. gracilis* a lo largo del estudio.

La talla media de esta especie fue 809,97 μ m (\pm 154,62). Fue diferente entre los meses ($H = 57,27$; $p = 0,0000$), ya que fue ligeramente mayor en marzo (1091,17 μ m) y, aunque la correlación con la temperatura del agua no resultó significativa, se registraron tamaños más pequeños durante el invierno, de forma que en julio se registró la menor talla, con una media de 512,1 μ m (Fig. 25).

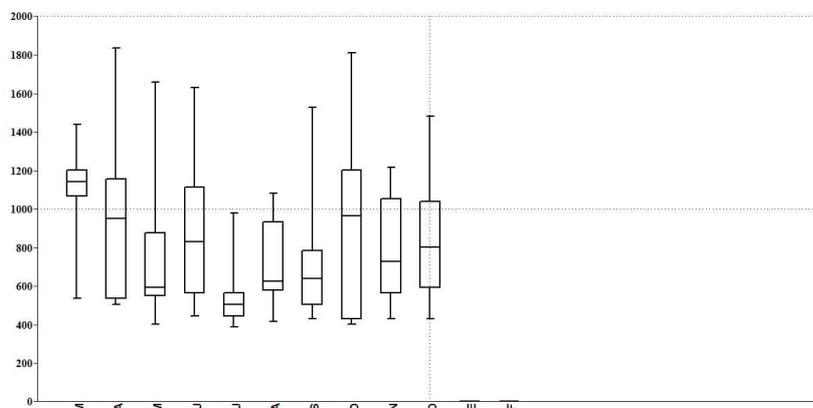


Figura 25: Distribución de tallas de *B. gracilis* a lo largo del período estudiado.

La distribución de frecuencia de las tallas de esta especie fue bimodal. Un pico correspondió a ejemplares con tamaños entre 400 y 600 μm (dados por diferentes estadios de copepoditos) y el segundo pico incluyó ejemplares mayoritariamente adultos con tallas entre 1100 y 1200 μm (Fig. 26).

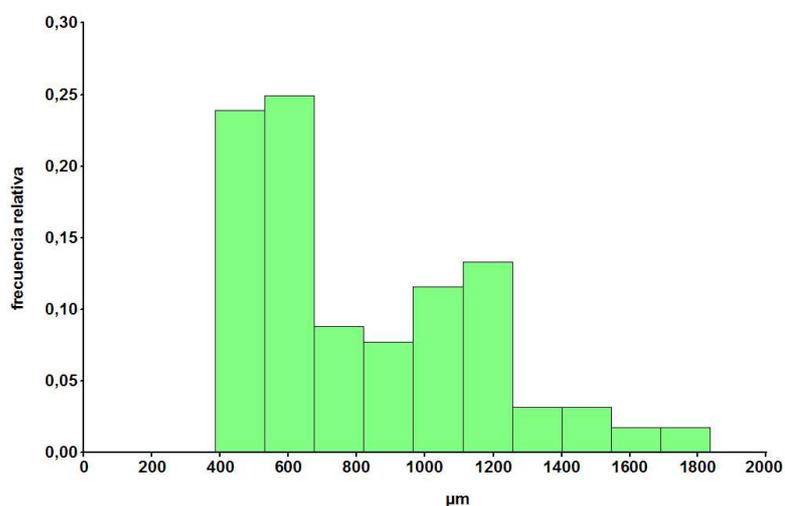


Figura 26: Distribución de tallas de *B. gracilis* registradas en la laguna Padre Buodo a lo largo del estudio.

La densidad de los ciclopoideos tuvo un fuerte pico primaveral (Fig. 27). Entre éstos, *Microcyclops anceps* fue la especie que mayor densidad media aportó (23,63 ind.L⁻¹

$\pm 27,61$). Estuvo ausente en marzo pero a partir de abril se registró en todo el periodo de muestreo (Fig. 27). *Acanthocyclops robustus* y *Metacyclops mendocinus* presentaron densidades medias bajas, ya que, sumadas, no superaron el 23,09 % del total. *A. robustus* sólo se observó entre septiembre y octubre con una densidad máxima de 22,8 ind.L⁻¹ en el último mes. *M. mendocinus* estuvo ausente entre julio-octubre. En noviembre, se registró la densidad máxima (46 ind.L⁻¹) para esta especie. (Fig. 27).

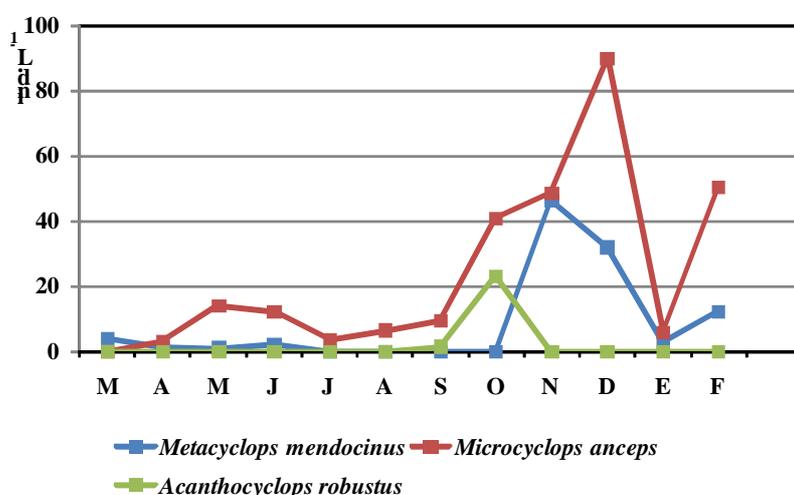


Figura 27: Variación mensual de la densidad de los copéodos ciclopoideos.

La biomasa media de los ciclopoideos, considerada en conjunto (Fig. 29), no fue demasiado elevada, ya que sólo alcanzó 2,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ ($\pm 1,1$). Mostró dos picos máximos, uno en julio y otro en octubre cuando se alcanzaron 3,85 y 3,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivamente. No se encontró correlación con la densidad ($r_s = -0,17$; $p = 0,5868$) pero si con la talla de los ejemplares ($r_s = 0,99$; $p = 0,0000$) (Fig. 28 y 29).

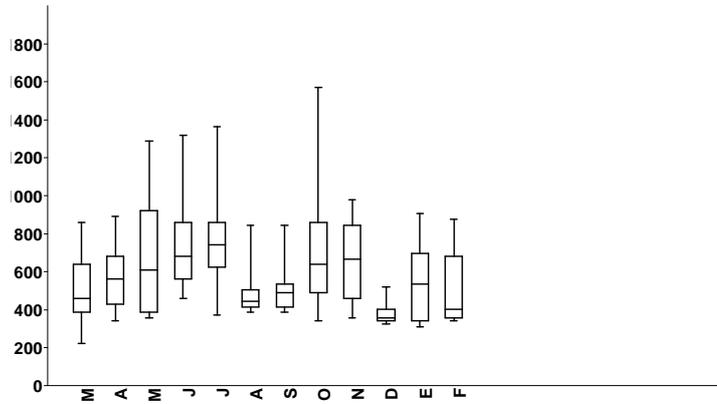


Figura 28: Variación de la talla media de los copéodos ciclopoideos.

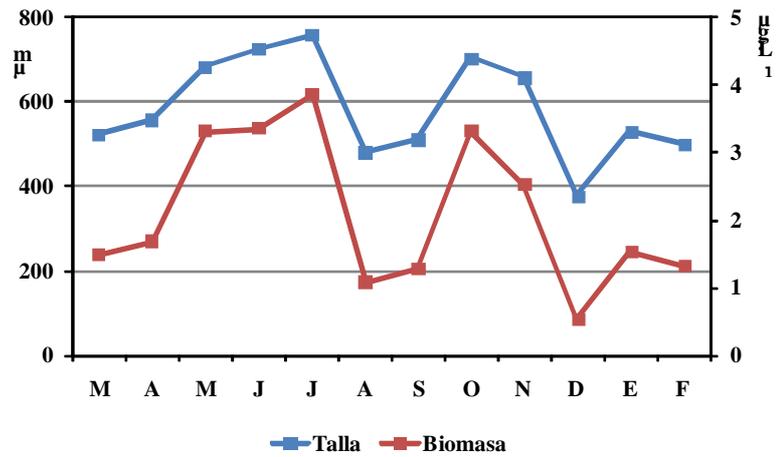


Figura 29: Variación mensual de la talla y la biomasa de los copéodos ciclopoideos.

La densidad total de microcrustáceos mostró correlación negativa con la salinidad ($r_s = -0,63$; $p = 0,0277$) no así con las demás variables consideradas en este estudio.

Discusión

La laguna es un cuerpo de agua somero y temporario, que poco tiempo después de este estudio se secó por completo y permanece seco en la actualidad. Como se mencionara en la Introducción, al igual que otros lagos temporarios del mundo, éste podría verse profundamente impactado por la influencia antrópica, ya que durante el período seco posterior al estudio, en el cuenco se desarrollaron actividades agropecuarias (Vignatti y Echaniz, com. pers.). Estas actividades, favorecidas por el hecho de que la cantidad de sales que existen en su lecho es reducida, pueden causar alteraciones en el banco de huevos que podrían modificar la dinámica o sucesión en los nuevos hidroperíodos o llevar a una disminución de la biodiversidad en el caso de que el humedal desaparezca por acción antrópica.

Además, los cuerpos de agua ubicados en las regiones semiáridas del planeta son muy sensibles a cambios climáticos ya que pequeñas alteraciones pueden producir grandes variaciones hidrológicas que afectan el nivel del agua. Si las condiciones ya no son las óptimas, las poblaciones de las especies acuáticas pueden, o extinguirse, o producir estadios durmientes que permanecen en los sedimentos por meses o cientos de años hasta que las condiciones vuelvan a ser favorables. En los cuerpos de agua temporarios, el mantenimiento de la diversidad biológica depende de la presencia de estadios latentes que se acumulan en los sedimentos y proporcionan una importante reserva para el repoblamiento del lago aun después de un largo período de ausencia de las especies colonizadoras (Hairston, 1996). De esta manera, los estadios durmientes del plancton le dan a los cuerpos de agua mayor resiliencia ante ciertas perturbaciones o variaciones ambientales.

Su salinidad fue muy baja, probablemente debido a que su alimentación es principalmente por precipitaciones y, a diferencia de otros cuerpos de agua de la región, la cantidad de solutos precipitados en los sedimentos es baja. Si bien hubo cambios en la concentración de sólidos disueltos relacionados con cambios en la profundidad, fueron de magnitud muy reducida, por lo que se considera que no fueron un factor estresante que tuviera influencia sobre el zooplancton y no provocaron cambios en la composición taxonómica.

La riqueza específica de microcrustáceos fue alta, la asociación de especies que se registró es la que se ha encontrado en otros cuerpos de agua de la provincia con salinidades relativamente reducidas (Tabla 3), dada en especial por especies poco tolerantes a la salinidad elevada como es el caso de *D. spinulata*, *M. micrura* y *B. gracilis*, también encontradas en otros lagos someros pampeanos como las lagunas Vila, cercana a Falucho (Echaniz *et al.*, 2011) y el Guanaco, cercana a Winifreda (Echaniz & Vignatti, 2010). La presencia de algunos ciclopoideos halotolerantes, en especial *M. mendocinus*, no es rara, ya que es una especie que puede habitar cuerpos de agua en un gradiente muy amplio de salinidades y es sumamente frecuente en otros lagos de la región (Echaniz & Vignatti, 2010; Echaniz *et al.*, 2008; 2009; 2011; 2012 c; Vignatti *et al.*, 2007; 2012 a) (Tabla 3).

El registro de algunos cladóceros ticoplanctontes (*A. diaphana*, *C. sphaericus*, *Macrothrix* sp., *L. leydigii*) es una situación frecuente en lagos de baja salinidad, en donde la falta de peces zooplanctófagos permite que la transparencia del agua sea suficiente como para que se establezcan parches de vegetación acuática que sirven de refugio a estas especies, tal lo verificado en El Guanaco, que se cubrió casi por completo de *Eleocharis macrostachya* Britton (Echaniz & Vignatti, 2010). Esto constituye una diferencia grande con otros lagos someros subsalinos pampeanos, tales como Don Tomás o La Arocena, donde la presencia de pejerreyes (*Odontesthes bonariensis*) hace que la transparencia del agua sea tan reducida que la vegetación no puede prosperar y por lo tanto, estos cladóceros están prácticamente ausentes (Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2008; Echaniz *et al.*, 2012 b).

Por otro lado, la ausencia de peces depredadores, favorecida por la temporalidad de la laguna, permitió que en el zooplancton de Padre Buodo prosperaran especies de talla grande, en especial *D. spinulata*, *B. gracilis* y *C. dubia* (esta última ligeramente más pequeña), ausentes en otros lagos subsalinos con peces. La ausencia de estos taxones se produjo aún en lagunas muy cercanas y pertenecientes al mismo sistema, pero que contaron con una población introducida de carpas (*Cyprinus carpio*), como en el caso de la laguna Ojo de Agua, cuerpo de agua cercano a Padre Buodo (Echaniz, 2010) (Tabla 3).

La existencia de especies grandes, entre las que se destaca *D. spinulata*, permitió que la transparencia del agua fuera más de tres veces superior que la que se midió en los lagos subsalinos que presentaron peces (ya mencionados), o en el hiposalino Bajo de Giuliani, donde también existe una población de pejerreyes (Tabla 3).

Tabla 3: Principales parámetros ambientales de nueve cuerpos de agua someros de la Provincia de La Pampa. Se indican con abreviaturas el estado del lago: turbio inorgánico (T. Inorg.); turbio orgánico (T. Org.); claro (C); la permanencia del agua (lago somero temporario: Temp., lago somero permanente = Perm) y la presencia de peces de talla grande, indicando: ausencia (No); presencia (Sí). Sí (a) = especie dominante: pejerrey, Sí (b) = Especies dominantes: Carpas

Lago	Salinidad (g.L ⁻¹)			Transparencia (m)		Profundidad (m)		Estado del lago	Permanencia	Peces
	Categoría (Hammer, 1986)	□	Min-Max	□	Min-Max	□	Min-Max			
Padre Buodo 2002/3	Subsalino	1.49	1.35-1.87	0.34	0.22-0.6	1.38	0.95-1.6	T. inorg/T.org.	Temp	No
Vila 2003/4	Hiposalino	7.4	4.33-9.61	0.11	0.06-0.15	0.62	0.28-1.16	T. inorg.	Temp	No
Guanaco 2003/4	Subsalino	1.18	0.20-2.44	0.25	0.05-0.38	0.30	0.05-0.42	C	Temp	No
La Arocena 2007	Subsalino	0.38	0.32-0.5	0.42	0.18-0.98	3.07	2.92-3.2	T.org.	Perm	Si (a)
Don Tomás 2007	Subsalino	0.95	0.64-1.16	0.14	0.11-0.19	2.20	2.07-2.26	T. org.	Perm	Si (a)
OAPB 2007	Subsalino	0.51	0.49-0.54	0.10	0.08-0.1	2.23	2.1-2.3	T. org.	Perm	Si (b)
Bajo Giuliani 2007	Hiposalino	10.6	9.64-11.2	0.16	0.12-0.22	2.62	2.46-2.8	T. org.	Perm	Si (a)
Chadilauquen 2007	Mesosalino	25.27	23.94-27.31	0.81	0.45-1.31	2.16	2.05-2.21	C	Temp	No
San José 2007	Mesosalino	30.77	28.04-34.72	0.74	0.54-1.16	2.38	2.26-2.47	C	Temp	No

La comparación de la biomasa del macrozooplancton con la de lagos subsalinos con peces depredadores (La Arocena, Don Tomás, Ojo de Agua) (Tabla 4) mostró que la misma fue mucho más elevada en Padre Buodo. Esto se debió especialmente al aporte de los cladóceros, sobre todo a la presencia de *D. spinulata*, una especie de gran talla; ya que a pesar de que *C. dubia* fue la especie más abundante, su aporte no fue elevado (10,8% del total) debido a que como se menciona más arriba, es una especie de tamaño relativamente pequeño.

El predominio de la biomasa de los cladóceros sobre la de los copépodos es un rasgo que Padre Buodo comparte con la laguna Vila, que por carecer de peces zooplanctófagos, también contó con la presencia de *D. spinulata* (Echaniz *et al.*, 2011). Esto pone en evidencia el rol de la depredación y del efecto *top-down* como factor estructurador de la comunidad zooplanctónica. Inversamente, la biomasa de los copépodos fue mucho más reducida en Padre Buodo que en los lagos con peces mencionados (Echaniz, 2010) (Tabla 4).

Por otro lado, la comparación de la biomasa del macrozooplancton de Padre Buodo con la de lagos salinos que carecen de peces depredadores (Chadilauquen y San José) mostró valores intermedios entre ambos (Tabla 4). Sin embargo, una notable diferencia es que en Padre Buodo predominó la biomasa de cladóceros, mientras que en los lagos salinos, donde éstos son más escasos, predominó la biomasa de los copépodos. Esto se debe a que en estos lagos el calanoideo halófilo *Boeckella poopuensis* es de presencia casi constante y que además de ser una especie de talla relativamente grande, suele alcanzar elevadas densidades (Echaniz, 2010).

Tabla 4: Densidad (ind.L⁻¹) y biomasa (µg.L⁻¹) medias de microcrustáceos de nueve cuerpos de agua de la provincia de La Pampa. Se indican los valores totales y separados en cladóceros y copépodos. s/d (sin datos)

	Abundancia			Biomasa		
	Cladóceros	Copépodos	Total	Cladóceros	Copépodos	Total
Vila*	498,8	675,5	11192,0	4304,2	1536,5	6895,5
El Guanaco**	437,68	95,58	533,25	s/d	s/d	s/d
La Arocena (2007)***	330,3	128,9	459,20	533,25	569,53	1102,78
Don Tomás 2007***	201,68	1226,42	1428,10	286,94	1250,24	1537,18
OAPB 2007***	4,48	310,2	314,68	8,76	1491,16	1499,92
Bajo Giuliani 2007***	20,08	339,9	359,98	588,98	2412,82	3001,80
Chadilauquen 2007***	48,35	59,14	107,49	499,97	636,21	1136,18
San José 2007***	197,75	205,96	403,71	1392,74	2390,65	3783,39
Padre Buodo	140,52	45,26	185,7775	1931,35	84,143	2015,493

* Echaniz *et al.*, 2011.

** Echaniz & Vignatti, 2010

***Echaniz, 2010

Al presente, el modelo de los estados alternativos de los lagos someros había sido probado en la provincia de La Pampa comparando los lagos hiposalinos Bajo de Giuliani y El Carancho (con y sin peces respectivamente) (Echaniz *et al.*, 2010). Sólo se había hecho parcialmente para lagos subsalinos, ya que no se había estudiado alguno que careciera de peces zooplancívoros de talla grande como es el caso de la laguna Padre Buodo, por lo que los resultados de este estudio permiten afirmar su validez también para ecosistemas acuáticos con baja concentración de sales y que carecen de depredadores vertebrados.

Bibliografía

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.

Boix, D., J. Sala & 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.

Boveri, M. & R. Quirós. 2002. Trophic interactions in pampean shallow lakes: evaluation of silverside cascading trophic effects in mesocosm experiments. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 28: 1274-1278.

Boveri, M. & 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. 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.

Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. González, M. Tablada & C. W. Robledo. 2010. InfoStat (versión 2010). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Accesible at <http://www.infostat.com.ar/>.

Dumont, H. J., I. Van Der 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. 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. 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, 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. M. 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): 1 – 9

Echaniz, S., A. M. Vignatti & G. C. 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. M. Vignatti, S. José de Paggi, J. C. Paggi & G. Cabrera. 2010. El modelo de estados alternativos de lagos someros en La Pampa: comparación de Bajo de Giuliani y El Carancho. Libro de Trabajos del 3° Congreso Pampeano del Agua 45-53.

Echaniz, S., A. Vignatti & J. Segundo. 2011. Cambios en la diversidad y biomasa zooplanctónica durante una estación de crecimiento en un lago somero temporario hiposalino de La Pampa. *BioScriba* 4(1)1-12.

Echaniz, S. A., A. M. Vignatti, G. C. Cabrera & S. B. José de Paggi. 2012 a. Zooplankton richness, abundance and biomass of two hypertrophic shallow lakes with different salinity. *Biota Neotropica* 12(2): 37-44.

Echaniz, S., A. Vignatti, A. Pilati & S. Kissner. 2012 b. Cambios en la diversidad y variación interanual de la abundancia del zooplancton de un lago somero urbano de La Pampa. *Biología Acuática* 27:97-112.

Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi & G. Cabrera. 2012 c. Zooplanktonic richness, abundance and biomass of two hypertrophic shallow lakes with different salinity in central Argentina. *Biota Neotropical*. 12(2):37–44.

Echaniz, S. A., G. C. Cabrera, C. Rodríguez & A. M. Vignatti. 2013. Do temporary lakes vary from year to year? A comparison of limnological parameters and zooplankton from two consecutive annual cycles in an Argentine temporary saline lake. *International Journal of Aquatic Science* 4 (1): 44-61.

Echaniz, S. A.; G. C. Cabrera & A. M. Vignatti. 2014. El zooplancton de tres lagos con influencia urbana de La Pampa (Argentina). Relación con la calidad del agua. Libro de Trabajos del IV Congreso Pampeano del Agua. 55-65.

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.

Hairston, N. G. Jr. 1996. Zooplankton egg banks as biotic reservoirs in changing environments. *Limnology and Oceanography* 41: 1087-1092

Hammer, U. T., 1986. Saline Lake Ecosystems of the World. *Monographiae Biologicae* 59. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 616 pp.

Hammer, Ø., D. A. T. Harper, & P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1 – 9.

Jenkins, D. G., S. Grissom. & K. Miller. 2003. Consequences of Prairie Drainage for Crustacean Biodiversity and Metapopulations. *Conservation Biology* 17: 158 – 167.

Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Meerhoff, T. L. Lauridsen & J. P. Jensen. 2007 a. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction- some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584: 239–252.

Jeppesen, E., M. Meerhoff, B. Jacobsen, R. Hansen, M. Søndergaard, J. Jensen, T. Lauridsen, N. Mazzeo & C. Branco. 2007 b. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation - the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581: 269 – 285.

Kalff, J. 2002. *Limnology. Inland Water System*. Prentice Hall.

Manca, M., J. Vijverberg, L. Polishchuk & D. Voronov. 2008. *Daphnia* body size and population dynamics under predation by invertebrate and fish predators in Lago Maggiore: an approach based on contribution analysis. *Journal of Limnology* 67(1): 15-21.

McCauley, E. 1984. The estimation of the abundance of biomass of zooplankton in samples. In *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters* (J.A. Downing & F. Rigler, eds.). Blackwell Sci. Publishers, London. 228-265.

Muylaert, K., S. Declerck, J. Van Wichelen, L. De Meester & W. Vyverman. 2006. An evaluation of the role of daphnids in controlling phytoplankton biomass in clear water versus turbid shallow lakes. *Limnologica* 36: 69 - 78.

Paggi, J. C., S. A. Echaniz, A. M. Vignatti, A. Pilati & S. José de Paggi. 2002. Niveles de concentración de sales y abundancia del zooplancton en lagunas de elevada salinidad de la provincia de La Pampa. Libro de las VIII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales: 167-169.

Pilati, A., S. Echaniz, A. Vignatti, A. Trucco & S. Álvarez. 2009. Efecto del lavado de la ciudad de Santa Rosa sobre el estado trófico de una laguna arreica. *Biología Acuática* 26: 177- 184.

Potthoff, A., B. Herwig, M. Hanson, K. Zimmer, M. Butler, J. Reed, B. Parsons & M. Ward. 2008. Cascading food-web effects of piscivore introductions in shallow lakes. *Journal of Applied Ecology* 45: 1170 – 1179.

Quirós, R., A. Rennella, M. Boveri, J. Rosso, & A. Sosnovsky. 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12: 175 - 185.

Rennella, A. & R. Quirós. 2002. Relations between planktivorous fish and zooplankton in two very shallow lakes of the Pampa Plain. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 28: 887-891.

Rosen, R. A. 1981. Length - dry weight relationships of some freshwater zooplankton. *Journal of Freshwater Ecology* 1: 225-229.

Scheffer, M. 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London. 357 pp.

Scheffer, M., S. Hosper, M. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275 - 279.

Scheffer, M. & E. Jeppesen. 2007. Regime Shifts in Shallow Lakes. *Ecosystems* (10): 1–3.

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.

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., S. Echaniz, D. Ramos, A. Pilati, A. & 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.

Vignatti, A., G. Cabrera & S. Echaniz. 2012 a. Changes in the zooplankton and limnological variables of a temporary hypo-mesosaline wetland of the central region of Argentina during the drying. *Pan American Journal of Aquatic Sciences* 7(2): 93-106.

Vignatti, A. M., J. C. Paggi, G. C. Cabrera & S. A. Echaniz. 2012 b. Zooplankton diversity and its relationship with environmental changes after the filling of a temporary saline lake in the semi-arid region of La Pampa (Argentina). *Latin American Journal of Aquatic Research* 40(4): 1005-1016.

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. 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.