



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

“EFECTOS DE LA REDUCCIÓN DE LA SALINIDAD POR EL NIÑO SOBRE LA
ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD ZOOPLANCTONICA EN LA LAGUNA DE LA
RESERVA PROVINCIAL PARQUE LURO (LA PAMPA): UNA SIMULACIÓN CON
MESOCOSMOS”

FAGUAGA, Cristian Gabriel

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

2016

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 laboratorio de aguas ubicado en el Centro de Investigaciones en Biotecnología y Ecología Ambiental del Campo de Enseñanza, dependiente de la UNLPam, durante el período comprendido entre Enero de 2015 y Septiembre de 2016, bajo la dirección de Dr. Alberto PILATI, y bajo la codirección de Dr. Santiago ECHANIZ

29 de septiembre de 2016

FAGUAGA, Cristian Gabriel

Departamento de Recursos Naturales

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

Agradecimientos:

Agradezco a mi director el Dr. Alberto Pilati, quien me ha guiado a lo largo del desarrollo de mi tesina y de quien he aprendido mucho acerca de la investigación. A mi codirector el Dr. Santiago Etchaniz por las ideas, sugerencias y correcciones aportadas a lo largo de este trabajo. A Alicia Vignati y Gabriela Cabrera, por su buena predisposición y supervisión en los trabajos de laboratorio y por sus correcciones sobre el manuscrito. Esta tesina fue financiada por la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y la Universidad Nacional de La Pampa a través de una beca de Iniciación a la Investigación. La empresa Dos Anclas brindó la sal industrial necesaria para la elaboración del ensayo. A mis padres Horacio y Laura, que siempre me apoyaron. A Fernanda, mi compañera de vida. A mis amigos, que siempre están cerca.

Resumen:

Al desaparecer las condiciones óptimas para la vida, algunas especies acuáticas pueden producir estadios durmientes que quedan en los sedimentos hasta la ocurrencia de condiciones favorables. Las lagunas ubicadas en la región semiárida de La Pampa, se caracterizan por su intermitencia, dependiendo en gran medida de los ciclos de precipitaciones (El Niño/La Niña) para su llenado. Particularmente, la Laguna ubicada al Este de la reserva provincial Parque Luro ha fluctuado desde casi 2,5 m de profundidad en 2003 (con una salinidad estimada de al menos $\sim 20 \text{ g.L}^{-1}$) a apenas 0,1 m con salinidades de hasta 400 g.L^{-1} en el presente. Para esta investigación se diseñó un ensayo con microcosmos para simular los efectos ecológicos sobre comunidad zooplanctónica, producidos por una reducción de la salinidad en la laguna de Parque Luro ocasionada por un aumento de lluvias. Durante 45 días se incubaron sedimentos de la laguna a salinidades entre 25 y 300 g.L^{-1} . La única especie detectada en el ensayo fue *Artemia persimilis* (Piccinelli y Prosdocimi, 1968) desarrollándose en los tratamientos con salinidades menores o iguales a 100 g.L^{-1} . La densidad y biomasa de *Artemia* (dominados por individuos postnaupliares) tuvo un pico a los 50 g.L^{-1} . De los estadios adultos, los machos dominaron sobre las hembras. A salinidades menores a 200 g.L^{-1} el fitoplancton fue poco abundante, mientras que el perifiton fue muy abundante. La relación inversa entre las biomásas de *A. persimilis* y fitoplancton nos permitió corroborar un fuerte efecto pastoreador de *Artemia*, que siempre superó el 100% del volumen de agua por día. Este experimento permitió predecir que si la laguna de Parque Luro Este redujera su salinidad por un aumento de lluvias, la única especie que aparecería sería *A. persimilis*. De aparecer otras especies zooplanctónicas, éstas serían típicamente halotolerantes y provendrían de otros cuencos cercanos de menor salinidad.

Abstract:

When optimal conditions for life disappear, some aquatic species can produce resting eggs which stay in sediments waiting for upcoming favorable conditions. The lakes located in semiarid region of La Pampa are mainly temporary, depending on precipitations cycles (El Niño and la Niña, among others). In particular, the eastern salt lake of Parque Luro's provincial reserve has fluctuated from almost 2,5 meters in 2003 (with an estimated salinity of at least 20 g.L⁻¹) to 0,1 meter and more than 400 g.L⁻¹ of salts (actual situation). This research used microcosms to simulate the ecological effects on the zooplanktonic communities, generated by a reduction of salinity by increased precipitations. For 45 days, we incubated lake sediments to salinities from 25 g.L⁻¹ to 300 g.L⁻¹. The only species found was *Artemia persimilis* (Piccinelli and Prosdocimi, 1968) at salinities less or equal to 100 g.L⁻¹. Brine shrimp biomass and density (mostly dominated by post-nauplii) were maximum at a salinity of 50 g.L⁻¹. Among the adults, males numerically dominated over females. Phytoplankton was not abundant at salinities lower than 200 g.L⁻¹ while periphyton was more abundant. The inverse relationship between *A. persimilis* and phytoplankton biomasses allowed us to corroborate a strong grazing effect of *Artemia* on the phytoplanktonic community, which was always higher than 100% of the water volume per day. This experiment allowed us predicting that if Parque Luro Este lake reduced its salinity because of increased precipitations, the only species that will develop will be *A. persimilis*. If other zooplankton species appeared, they would be few halotolerant species that would come from lesser salinity nearby lakes.

Índice:

Introducción	7
Materiales y métodos	
Área de estudio	10
Muestreo a campo	10
Microcosmos	11
Muestreos en los microcosmos y análisis de muestras	12
Resultados	13
Discusión	20
Conclusión	23
Bibliografía	24

Introducción:

Los cuerpos de agua ubicados en las regiones semiáridas del planeta son muy sensibles a cambios climáticos porque pequeñas alteraciones producen grandes variaciones hidrológicas que afectan el nivel del agua. De esta manera, cuando las condiciones óptimas para la vida desaparecen, las poblaciones de especies acuáticas pueden extinguirse permanentemente o producir estadios durmientes que quedan en los sedimentos por meses o cientos de años a la espera de que las condiciones óptimas vuelvan a ocurrir. Así es como en cuerpos de agua temporarios y semipermanentes, el mantenimiento de la diversidad biológica depende de la presencia de estadios latentes que se acumulan en los sedimentos a densidades que varían entre 10000 - 10000000 huevos.m⁻² y proveen una importante reserva para los colonizadores que pueden repoblar un lago luego de un largo período de ausencia (Hairston, 1996). De esta manera, los estadios durmientes del plancton le dan a los cuerpos de agua mayor resiliencia a ciertas perturbaciones o variaciones ambientales.

Una de las variables ambientales que más fluctúa con el nivel del agua es la salinidad. Las comunidades acuáticas modifican inmediatamente su estructura con cambios en esta variable. Particularmente, la riqueza y la diversidad decrecen con un incremento absoluto de la salinidad (Williams 1998). Esta reducción es muy notoria en el rango de agua con una salinidad de hasta los 50 g.L⁻¹ aproximadamente. En particular, Williams *et al.* (1990) detectaron que a salinidades <50 g.L⁻¹, hubo una alta correlación entre la riqueza de especies y la salinidad. A partir de allí, los cambios son mínimos como fue propuesto anteriormente por Hammer (1986). Williams (1998) sugiere que como la relación negativa entre la diversidad biológica y la salinidad no es significativa más allá de los 50 g.L⁻¹, puede que, paradójicamente la salinidad no sea el factor más importante que estructure las comunidades biológicas en lagos salinos. Barnes y Wurtsbaugh (2015) encontraron que a salinidades >100 g.L⁻¹, el zooplancton reduce su abundancia y el fitoplancton produce floraciones al verse liberado de la presión de pastoreo. Sin embargo este detallado experimento se enfocó en biomasa de organismos y no estimó cómo variaba la diversidad de especies. Es más, actualmente existen pocas investigaciones que hayan analizado esta relación en detalle a lo largo de todo un rango posible de salinidades.

Las variaciones de salinidad en los cuerpos de agua continentales pueden estar afectadas por causas antrópicas (salinización secundaria por irrigación, minería, reducción del nivel freático por extracción de pozos) y/o causas naturales (cambios climáticos) (Timms 2006). Entre las variaciones naturales es importante destacar el fenómeno de El Niño. Este fenómeno climático global ocurre a intervalos de 3-7 años, y se refiere a un calentamiento del océano Pacífico tropical y una reducción de los vientos predominantes (García *et al.* 2003). Estas alteraciones producen grandes precipitaciones en América del Sur.

Hasta el momento se sabe que los fenómenos de El Niño causan modificaciones en la biota tanto del mar como de cuerpos de agua dulce debido a alteraciones de la temperatura del agua, estratificación, aportes de agua dulce y consecuentemente, variaciones en la salinidad. Estos cambios de salinidad afectan la riqueza y diversidad de especies bentónicas y planctónicas. Williams (1993) encontró que los invertebrados bentónicos se desarrollaban sólo hasta salinidades de 40 g.L^{-1} , y su diversidad estuvo inversamente relacionada con este parámetro. Más tarde, este mismo autor encontró que la riqueza de zooplancton en lagos salinos de Australia estaba también inversamente relacionada con la salinidad (Williams 1993, 1998). En Argentina se sabe de pocos estudios realizados para determinar los efectos de El Niño sobre comunidades acuáticas, pero todos son para ambientes lóticos (Paggi y Paggi 2008; Sousa *et al.* 2010; Solari *et al.* 2014).

Si bien en La Pampa semiárida existen variaciones pluviométricas de corto período “decisivamente influida[s] por la sucesión de episodios de El Niño y La Niña”, existen oscilaciones de temperatura y precipitaciones más largas que se repiten regularmente cada 60-80 años (Viglizzo 2011). Estas oscilaciones hacen que las lagunas de la llanura pampásica semiárida sean de permanencia y salinidad altamente variable. En particular, la salinidad promedio de la Laguna de Parque Luro Este durante un año de muestreo (Agosto 2011-Junio 2012, correspondiente a La Niña), fue de 341 g.L^{-1} (Pilati 2014 com. pers). Teniendo en cuenta el aumento de la cota mediante imágenes de Google Earth durante El Niño (2,40 m) observado en Febrero 2003, se estimó una salinidad mínima de aproximadamente 22 g.L^{-1} (sin tener en cuenta la salinidad aportada por el escurrimiento y la dilución de sales depositadas en el fango). Esta laguna también ha presentado altos niveles de agua “salobre” en 1985-1987 (H. Jacobi 2011, com. pers.) cuando también El Niño tuvo un fuerte impacto en la región

(Viglizzo 2011). Es por ello que se puede afirmar que la Laguna de Parque Luro Este presenta grandes variaciones de salinidad dependiendo de los efectos del Niño y la Niña.

La limnología de los cuerpos de agua de salinidad variable (por causas antrópicas o naturales) es bastante conocida en diversos lugares del mundo. Tal es el caso del Gran Lago Salado de Utah (EEUU) (Wurtsbaugh 1992; Belovsky *et al.* 2011), Salton Sea de California (EEUU) (Holdren y Montaña 2002), Mono Lake de California (EEUU) (Jellison *et al.* 1993), Laguna de Mar Chiquita (Argentina) (Bucher y Abril 2006), lagos de Australia (Timms 2005, 2006) entre otros. Particularmente, en la provincia de La Pampa, varios estudios han corroborado el efecto negativo de un aumento de la salinidad sobre la comunidad zooplanctónica (Echaniz *et al.*, 2006; Echaniz y Vignatti, 2011; Vignatti, 2011; Vignatti *et al.*, 2012b). Se ha encontrado que lagunas con salinidades de hasta 37 g.L^{-1} presentaron una riqueza de entre 5 y 6 especies mayormente dominada por microzooplancton (Echaniz y Vignatti, 2011; Vignatti *et al.*, 2012a; Echaniz *et al.*, 2013).

Debido a que la laguna Parque Luro Este no ha sido muestreada con salinidades menores a 200 g.L^{-1} - salinidad muy por encima de los 50 g.L^{-1} establecidos por Williams *et al.* (1990) como umbral para cambios en la diversidad zooplanctónica - en esta investigación se propuso estudiar, mediante un ensayo con microcosmos, los efectos que la reducción de la salinidad (simulación de El Niño) tiene sobre la estructura (principalmente la diversidad) del zooplancton en un ecosistema con fluctuaciones de salinidad tan notorias. Se trabajó bajo la hipótesis que: “El aumento de las precipitaciones por los efectos de El Niño, reduciendo la salinidad de cuerpos de agua salinos, favorecen una mayor diversidad biótica no sólo por acción de la salinidad en sí, sino también mediante cambios en las interacciones interespecíficas”. Para testear esta hipótesis, se predijo que: 1) La riqueza y la diversidad de especies zooplanctónicas serán mayores a bajas salinidades ya que a altas salinidades dominarán unas pocas especies halotolerantes; 2) La biomasa zooplanctónica será mayor a salinidades bajas e intermedias que a altas salinidades; 3) La biomasa fitoplanctónica estará inversamente relacionada con la biomasa zooplanctónica debido al pastoreo, mientras que la biomasa perifítica será mayor a salinidades bajas e intermedias.

Materiales y Métodos:

Área de Estudio:

La Reserva Provincial Parque Luro está ubicada en uno de los valles transversales de la provincia de La Pampa (Argentina) ($36^{\circ} 55' 18''$ S, $64^{\circ} 11' 4''$ W), en la provincia fitogeográfica del Espinal (Cabrera 1994). Posee un paisaje en el que predomina la vegetación original de la zona central de la provincia: el bosque de caldén (*Prosopis caldenia* Burkart). Esta reserva posee tres lagunas importantes: una ubicada al Este (ubicada en el borde oriental de la reserva, en la zona más baja del paisaje y con características hipersalinas ($> 190 \text{ g.L}^{-1}$; Echaniz y Pilati, inédito), una ubicada en la parte más alta del paisaje y con salinidades que varían entre 4 y 20 g.L^{-1} (Pilati, inédito), y la otra hacia el oeste (ubicada en el borde occidental de la reserva, en un paisaje más alto, con salinidades entre 13 y 44 g.L^{-1} (Echaniz, inédito). Actualmente, en la reserva no se realiza ningún tipo de explotación agropecuaria ni recibe aportes de desagües o desechos de carácter antrópico.

En particular, la Laguna de Parque Luro Este, está ubicada en la zona intangible de la mencionada Reserva y presenta forma redondeada y colecta tanto aguas de escurrimiento superficial como aguas freáticas (Pratts 2011). Al ser el reservorio final del valle transversal, ocurren importantes procesos de evaporación que aumentan la salinidad de esta laguna. Es común observarla totalmente seca, pero se ha registrado una profundidad cercana a los 2 m en períodos muy húmedos correspondientes a El Niño (1985-1987) (Jacobi, com. pers.).

Hasta el momento, las únicas especies fitoplanctónicas registradas son *Oscillatoria* sp., *Dunaliella* sp., *Chlamydomonas* sp. (Bazán, com. pers.), en cuanto al zooplancton solo se halló *Artemia persimilis* (Pilati, com. pers.).

Muestreo a campo:

En enero de 2015, aprovechando el bajo nivel de la laguna (no más de 0,15 m), se colectaron 20 Kg de sedimentos de los primeros tres centímetros del fondo de la laguna (Timms 1998) en 10 puntos diferentes de la misma. Se eligió esta metodología para evitar disturbar el fondo de la laguna tomando grandes cantidades de sedimentos y para asegurar la presencia de estadios

durmientes de fito y zooplancton. Las muestras se mantuvieron húmedas. Posteriormente fueron homogeneizadas en laboratorio. También se recolectaron 30 litros de agua para inocular los microcosmos.

Microcosmos:

Los microcosmos (bateas de 20 L de capacidad) incluyeron sedimentos, agua (15 L) y plancton de la laguna de Parque Luro para simular las condiciones de la laguna de la forma más precisa posible. La única variable que se modificó fue la salinidad.

Primeramente, a cada microcosmos se le agregó 14 L de agua destilada y sales para alcanzar salinidades de 25, 50, 75, 100, 150, 200, 250 y 300 g.L⁻¹, todas con 2 réplicas por cada salinidad. Estas salinidades fueron elegidas ya que están dentro del rango observado en esta laguna dependiendo de su profundidad. Las salinidades fueron alcanzadas agregando una mezcla de NaCl puro y sales industriales en iguales proporciones. Estas sales de uso industrial (sin lavar) fueron cedidas por la empresa Dos Anclas S. A. y obtenidas de las Salinas Grandes de Hidalgo (La Pampa). Cuando la salinidad del agua de Parque Luro fue de 340 g.L⁻¹, el agua fue caracterizada como clorurada sódica y el NaCl representó el 80% de las sales totales (Pilati, sin publicar).

Las salinidades fueron leídas con un refractómetro portátil Arcano 0-28% Modelo 202. Los valores obtenidos fueron convertidos a g.L⁻¹ mediante calibraciones 1:1 NaCl:Sal Industrial usando la siguiente ecuación:

$$\text{SDT (g/L)} = 0.0007 (\% \text{Salinidad})^2 + 1.0291 (\% \text{Salinidad}) + 1.5955$$

Finalmente, a cada microcosmos también se agregó 1 L de agua de la laguna Este de Parque Luro previamente filtrada con un red de 60 micras para excluir especies zooplanctónicas e inocular especies fitoplanctónicas, y también se agregó 500 g de sedimentos frescos, siguiendo la metodología utilizada por Timms (1998) y Barnes y Wurtsbaugh (2015) para un experimento similar con microcosmos.

A cada microcosmos se lo inoculó con N (como NH₄NO₃) y P (como Na₂HPO₄) en una relación molar N:P de 16:1, que se estimaron suficientes para alcanzar los valores de N y P

totales de 23 mgN.L⁻¹ y 1 mgP.L⁻¹ respectivamente, típicos de esta laguna a salinidades de 300 g.L⁻¹ (Pilati, *et al.*, en preparación). En este experimento también se agregaron 30 cistos de *Artemia persimilis* (colectados en la laguna de Parque Luro Este) a cada microcosmos para asegurar la potencial presencia de esta especie en todas las salinidades y así poder observar el rango de salinidades al cual esta especie eclosionaba. La duración total del experimento fue de 45 días para permitir el desarrollo de entre una y dos generaciones de *A. persimilis* según Browne y Wanigasekera (2000) para organismos de la provincia de La Pampa. A lo largo de ese tiempo, se controló el volumen de agua semanalmente, se agregó agua destilada para compensar la evaporación y se controló la salinidad mediante el refractómetro y utilizando la fórmula arriba mencionada. Las bateas se oxigenaron con un sistema con una capacidad de bombeo de 4-6 mL.seg⁻¹ de aire y fueron incubadas en una habitación con temperatura controlada a 25°C, 150 µE.m⁻².seg⁻¹ de intensidad de luz, y un ciclo luz:oscuridad de 16:8 (Barnes y Wurtsbaugh, 2015).

Muestreos en los microcosmos y análisis de las muestras:

Al finalizar el experimento se filtró la totalidad del agua a través de una red de 40 µm de diámetro de poro. El zooplankton obtenido se anestesió con CO₂ previo a la fijación con formol al 5%. La clorofila fitoplanctónica se determinó en muestras libre de zooplankton utilizando filtros de fibra de vidrio GF/F. La clorofila fue extraída con acetona fría durante 18 hs (Strickland y Parsons, 1972), leída con un fluorómetro AquaFluor y corregida por la presencia de feopigmentos (Arar y Collins, 1977). Las muestras del perifiton fueron obtenidas removiendo el material que había crecido sobre las cuatro caras laterales de cada microcosmos, utilizando una hoja de afeitar. Inmediatamente vaciados los microcosmos, se rasparon dos fajas de 4 cm de ancho por 10 cm de largo de manera vertical (Barnes y Wurtsbaugh, 2015) y se preservaron en *freezer* hasta su análisis. La concentración de clorofila se determinó con la misma metodología propuesta para el fitoplancton.

La determinación taxonómica e identificación de los diferentes estadios de *Artemia persimilis* se realizaron en cámaras de Sedgwick-Rafter a 40-100 X según Cohen *et al.* (1998). El cálculo de la densidad (expresado en ind.L⁻¹) de todos los tratamientos se realizó mediante el conteo total de los individuos utilizando alícuotas de 5 mL y cuando la densidad de organismos en las

mismas fue muy baja, se contó la totalidad del volumen muestreado. Para determinar la biomasa de *A. persimilis*, se midieron 30 ejemplares de cada microcosmos con un ocular micrométrico Leitz. El peso seco se estimó a partir de fórmulas publicadas por Wurtsbaugh (1992) para *A. franciscana*, especie de tamaño similar y también presente en Argentina (Cohen 2012).

Para detectar diferencias entre las variables referidas al zooplancton para las diferentes salinidades, se aplicó un test ANOVA, seguido por un test de Tukey para detectar diferencias entre las medias. Se aplicó la correlación lineal de Pearson para analizar el grado de correlación entre las biomásas de fitoplancton, perifiton y zooplancton de cada microcosmos.

Resultados:

Respecto de las variaciones de la biomasa zooplanctónica con la salinidad (predicción 2) se encontró que *Artemia persimilis* se desarrolló en los microcosmos en salinidades entre 25 y 100 g.L⁻¹. El análisis comparativo de la densidad de *A. persimilis* entre tratamientos demostró que la salinidad óptima para el desarrollo de la especie fue de 50 g.L⁻¹ (Fig. 1).

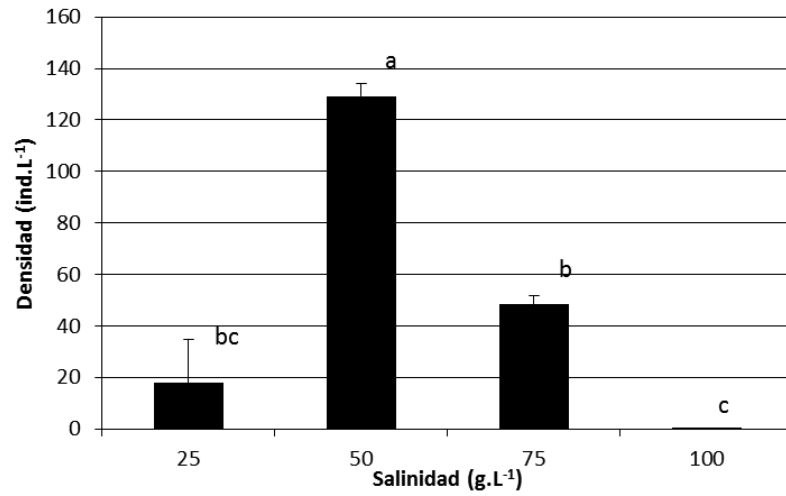


Figura 1: Variación de las densidades de zooplancton en diferentes salinidades. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% (Test de Tukey).

La biomasa total, al igual que las densidades de zooplancton, también tuvieron una respuesta unimodal en el mismo rango de salinidades (Fig. 2).

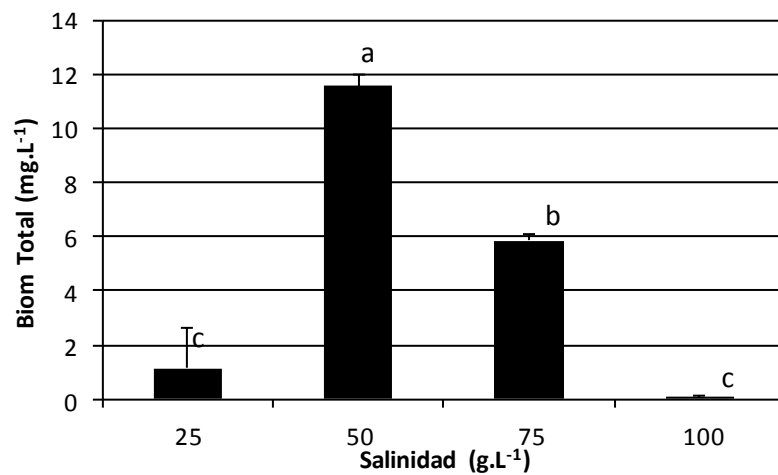


Figura 2: Variación de la biomasa total zooplancton en diferentes salinidades. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% (Test de Tukey).

El largo corporal promedio de los individuos aumentó a salinidades más elevadas (Fig. 3). Los individuos de mayor talla media fueron encontrados en salinidades de 100 g.L⁻¹, tratamiento en el cual se encontraron 3 individuos solamente.

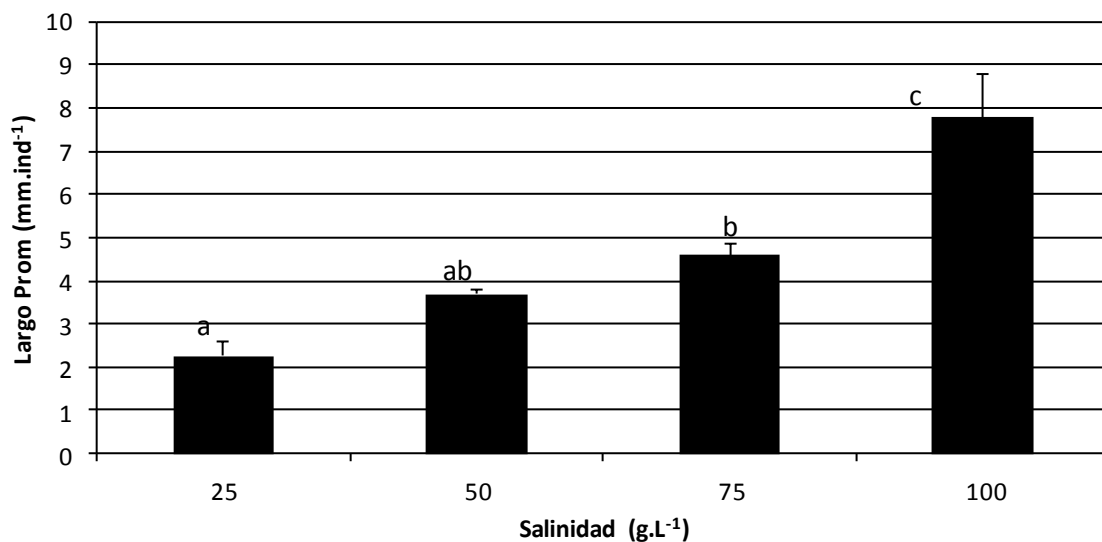


Figura 3: Variación de las tallas corporales promedio de *A. persimilis* en las diferentes salinidades. Letras diferentes indican diferencias al 5% (Test de Tukey).

Los estadios naupliares y metanaupliares fueron los más escasos tanto al considerar abundancia absoluta (Fig. 4) como relativa (Fig. 5). La proporción relativa de los postmetanauplios disminuyó marcadamente con la salinidad (Fig. 5). Por otro lado, los estadios postlarvares y adultos dominaron a partir de los 50 g.L⁻¹ (Fig. 4) y su abundancia relativa aumentó marcadamente con la salinidad (Fig. 5).

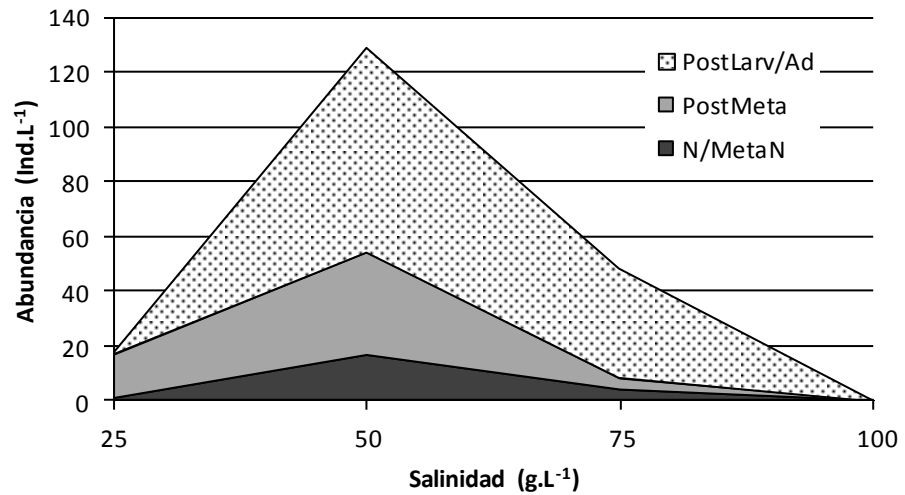


Figura 4: Variación absoluta de la abundancia de los principales estadios de desarrollo de *A. persimilis* en las diferentes salinidades.

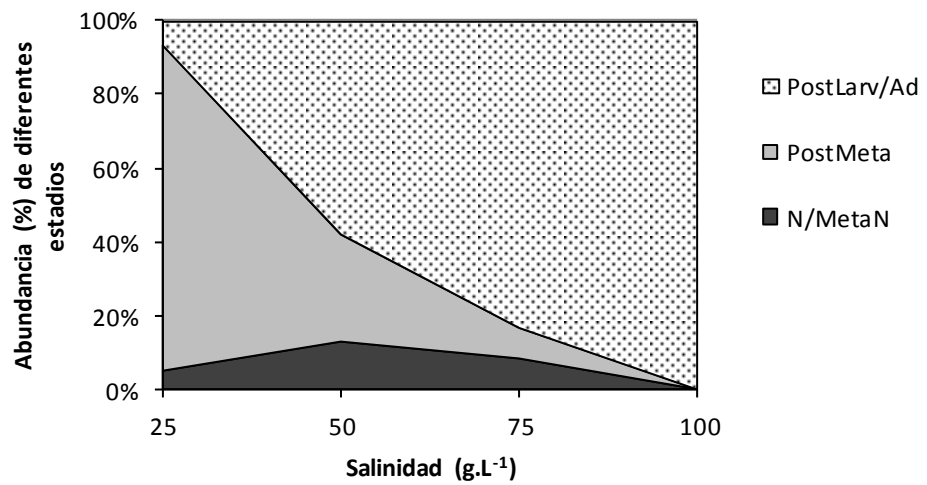


Figura 5: Variación porcentual de la abundancia de los principales estadios de desarrollo de *A. persimilis* en las diferentes salinidades.

La proporción de sexos tanto de estadios inmaduros avanzados como maduros mostró un predominio de los machos sobre las hembras, el que tendió a incrementarse a medida que aumentó la salinidad (Fig. 6). La relación macho:hembra promedio fue de 2.03:1.

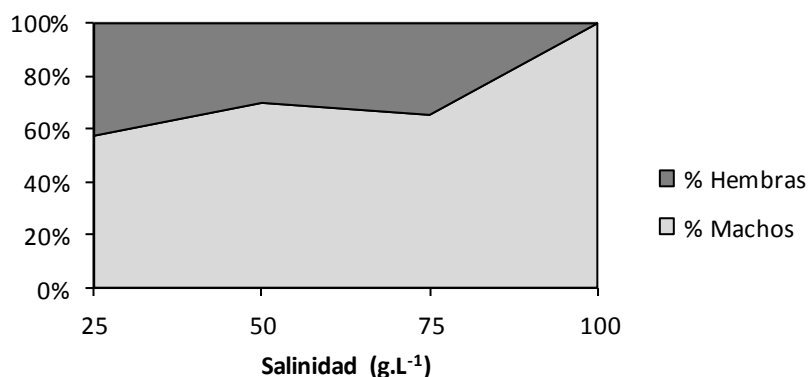


Figura 6: Variación porcentual de machos y hembras (post larva y adultos conjuntamente) de *A. persimilis* en las diferentes salinidades.

De acuerdo a lo esperado en la predicción 3, se encontró una correlación negativa significativa entre la biomasa de zooplancton y la biomasa del fitoplancton. La correlación entre la biomasa de zooplancton y perifiton también fue negativa pero no lo suficiente para ser considerada significativa al 5%.

Tabla 1: Correlaciones lineares de Pearson entre las biomásas de fitoplancton (μg clorofila.L⁻¹), perifiton (μg clorofila.cm⁻²) y zooplancton (mg.L⁻¹) sólo para los tratamientos en que se observó zooplancton. Entre paréntesis se observa el valor de significancia (p).

	Perifiton	Zooplancton
Fitoplancton	0.429 (0.2894)	-0.734 (0.0382)
Perifiton	----	-0.655 (0.0779)

La concentración de clorofila fue diferente en los distintos tratamientos ($F=14.87$; g.l.: 7,8; $p=0.0005$), observándose altas concentraciones a salinidades ≥ 150 g/L (Fig. 7). La menor concentración de clorofila se observó a 50 g.L^{-1} de salinidad, y la máxima a 200 g.L^{-1} (2.1 y $433.9 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ respectivamente).

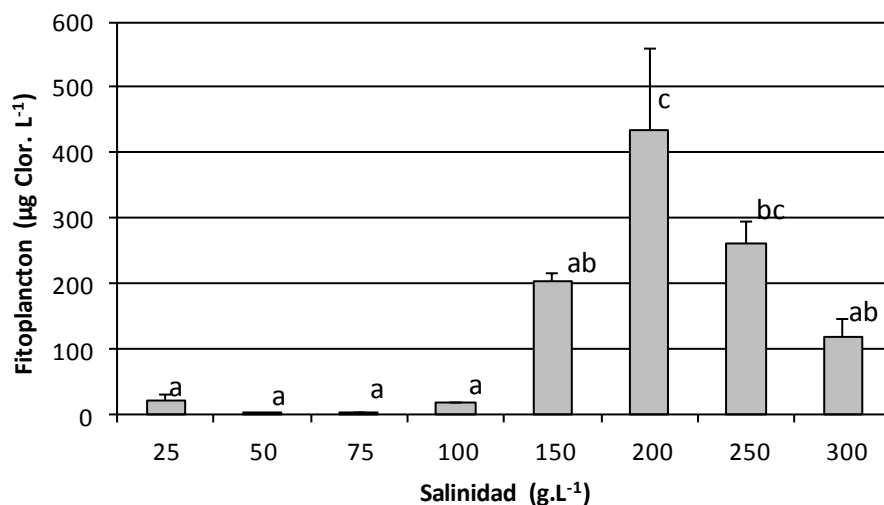


Figura 7: Concentración de clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) encontrada en fitoplancton a diferentes salinidades. Las barras de error indican la desviación estándar ($n=2$). Letras diferentes indican diferencias significativas según el test de Tukey al 5%.

La concentración de clorofila en el perifiton también fue diferente en las distintas salinidades ($F=8.5522$; g.l.: 7,8; $p=0.0035$) (Fig. 8). Se observó la máxima abundancia de perifiton a 100 g.L^{-1} y la menor a 300 g.L^{-1} .

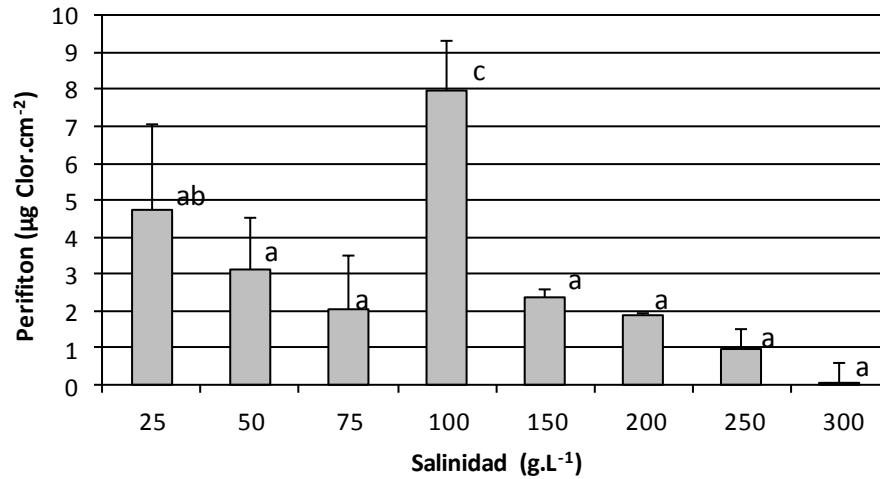


Figura 8: Concentración de clorofila a ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) encontrada en el perifiton de los tratamientos realizados con diferentes salinidades. Las barras de error indican la desviación estándar ($n=2$). Letras diferentes indican diferencias significativas según el test de Tukey al 5%.

Cuando se analizó el aporte porcentual de clorofila del fitoplancton y perifiton al total de lo estimado en cada salinidad, se observó que el perifiton fue más abundante a salinidades ≤ 100 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ y comenzó a decrecer a salinidades mayores (Fig. 9). A partir de esa salinidad, aumentó la importancia relativa de la clorofila proveniente del fitoplancton hasta una salinidad de 300 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ donde llegó a un 93%.

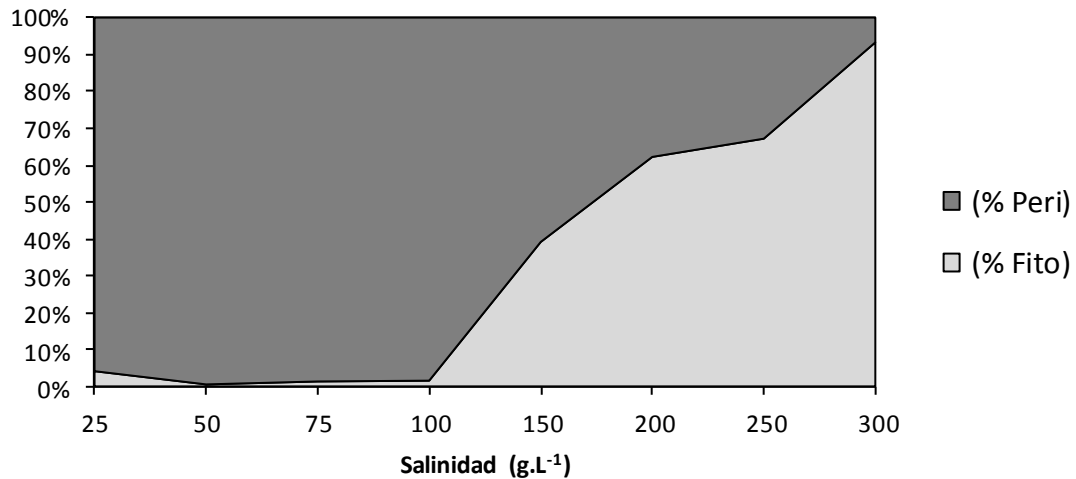


Figura 9: Aporte porcentual de clorofila a de fitoplancton y de perifiton al total de clorofila encontrada en los microcosmos a diferentes salinidades al final del experimento.

Discusión:

En este estudio, la riqueza de zooplancton estuvo limitada a una sola especie, *Artemia persimilis* (cuyos huevos lograron eclosionar y establecer poblaciones en los tratamientos en que la salinidad no superó los 100 g.L⁻¹). Esto no coincide con lo esperado en la primera predicción y podría deberse a dos factores: a) la alta salinidad no permitió la existencia de otras especies de zooplanctónicas; o, b) si bien existieron, el banco de huevos pudo haberse visto reducido por diferentes factores abióticos. En el primer caso, es importante destacar que lagunas de La Pampa de 16-37 g.L⁻¹ de salinidad presentan no más de 5 especies halotolerantes (Echaniz y Vignatti, 2011; Vignatti *et al.*, 2012a; Echaniz *et al.*, 2013), encontrándose sólo *A. persimilis* en lagos con más de 90 g.L⁻¹ de salinidad (Echaniz *et al.*, 2015). Como es muy común observar la laguna Parque Luro Este prácticamente seca, o con salinidades mayores a 200 g.L⁻¹, es muy probable que nunca haya podido desarrollar una comunidad zooplanctónica halotolerante diversa y estable como para desarrollar un banco de huevos importante.

Respecto del deterioro del banco de huevos por factores abióticos, se sabe que el número de taxones que eclosionan disminuye por efectos de salinidades prolongadas (Nielsen *et al.*,

2003; Brock *et al.*, 2005; Nielsen *et al.*, 2012). García *et al.* (2006) observó que los huevos en diapausa de zooplancton de lagos someros sufren pérdidas de viabilidad y rotura por estar expuestos a condiciones ambientales extremas, tales como desecación (frecuentemente observada en esta laguna), daños por cristales de sal, radiación solar, etc. Sin embargo es difícil concluir que la falta de emergencia de otras especies pueda deberse a la pérdida de huevos en el banco debido a que en este estudio no se analizaron muestras de sedimentos en busca de huevos o restos de estructuras de resistencia. La falta de emergencia del banco de huevos también pudo haberse reducido por la acumulación de ácido sulfídrico observado en la coloración negra de los sedimentos a unos 2-3 cm de profundidad en esta laguna. Ning *et al.* (2011) encontraron que la riqueza de zooplancton emergente de sedimentos sulfurosos era significativamente más baja que la de sedimentos normales debido a la reducción del pH.

Respecto de los efectos de la salinidad sobre las poblaciones de zooplancton (predicción 2), tanto en densidad como en biomasa de *A. persimilis* presentaron un comportamiento unimodal, observándose un pico a salinidades de 50 g.L⁻¹ (Fig. 1 y 2). *A. franciscana* obtenida del Gran Lago Salado de Utah también presentó máximas densidades y biomásas a esta misma salinidad (Barnes y Wurstbaugh, 2015).

Durante el experimento, no eclosionaron ejemplares de *Artemia* a salinidades mayores a 100 g.L⁻¹. Browne y Wanigasekera (2000) encontraron que *A. persimilis* puede completar un ciclo reproductivo en laboratorio a 24°C y salinidad de 180 g.L⁻¹ y además, es común encontrar todos los estadios de esta especie en lagos de la provincia de La Pampa con salinidades mayores (Vignatti *et al.*, 2014; Echaniz *et al.*, 2015; Vignatti *et al.*, inédito). Esto podría deberse a estratificaciones verticales temporales producida por el ingreso de agua de lluvia que hidratarían los huevos flotantes e inducirían su eclosión (Murra, 1993). De particular interés fue la presencia de esta especie en estado reproductivo en un lago que presentó salinidades entre 300 y 418 g.L⁻¹ durante un año, lo cual extendió el rango de tolerancia conocido para esta especie (Vignatti *et al.* 2014).

A diferencia de la densidad y la biomasa, la longitud promedio de la población aumentó con la salinidad (Fig. 3). Esta relación está altamente influenciada por los estadios que dominan, tal como fuera observado en los tratamientos con las menores salinidades, donde predominaron los más pequeños (naupliares, metanaupliares y postmetanaupliares) (Fig. 5). Además, la mayor cantidad de hembras observada a menores salinidades (Fig. 6) podría haber generado la

disminución en la talla promedio de la población. Amat (1980, 1982) encontró una relación inversa entre la salinidad y la talla de hembras de *Artemia*, justificando que un aumento de la salinidad conlleva una madurez sexual más temprana y una gran demanda de energía para la producción de huevos. En el presente experimento, el aumento de la talla poblacional con la salinidad podría ser explicado por la mayor cantidad de adultos registrados (Fig. 5) y, particularmente, la mayor cantidad de machos (de mayor tamaño que las hembras) presentes a altas salinidades.

La relación macho:hembra observada en este estudio mostró el predominio de los machos en todas las salinidades (Fig. 6). Esto concuerda con lo observado por Amarouayache *et al.* (2009) quienes encontraron que las poblaciones de *A. salina* de Algeria provenientes de lagos con salinidades entre 230 y 360 g.L⁻¹ presentaron una relación macho:hembra promedio de 1.58:1. Estos autores indicaron que la dominancia de machos sobre hembras es la situación mayormente encontrada en varias especies de *Artemia* en diferentes partes del planeta, llegando a observarse valores de hasta 2.5:1 o 4:1.

Este experimento también permitió corroborar la predicción que la biomasa fitoplanctónica está inversamente correlacionada con la biomasa de pastoreadores (principalmente *A. persimilis*) (predicción 3) (Tabla 1). Este efecto ha sido previamente estudiado, y Wurtsbaugh y Smith Berry (1990) y Wurtsbaugh (1992) encontraron que *A. franciscana* pastoreaba algas del Gran Lago Salado de Utah al punto de aumentar significativamente la transparencia del lago. Barnes y Wurtsbaugh (2015) también encontraron que cuando *A. franciscana* dominaba (salinidad de g.L⁻¹), la concentración de clorofila era una de las más bajas (2 µg.L⁻¹), al igual que en el presente estudio (Fig. 7). Para poder entender el efecto pastoreador de la población de *A. persimilis* sobre la comunidad fitoplanctónica, se estimó la tasa de filtrado de este crustáceo utilizando la fórmula largo-tasa de filtrado (mL.ind⁻¹.d⁻¹) propuesta por Wurtsbaugh (1992) para *A. franciscana*. Se encontró que la tasa de filtrado poblacional superó el 100% del filtrado diario del volumen de los microcosmos en salinidades entre 50 y 75 g.L⁻¹ (tratamientos con las concentraciones de clorofila más bajas). Barnes y Wurtsbaugh (2015) en cambio, encontraron que la tasa de filtrado de *A. franciscana* superó el 100% del filtrado diario en todo el rango de salinidades ≤ 100 g.L⁻¹.

Respecto del pastoreo de *Artemia* sobre el perifiton, si bien al momento no existen estudios publicados sobre el tema, durante este experimento fue común observar ejemplares de *A.*

persimilis en todos sus estadios pastoreando las paredes laterales de los microcosmos. De hecho, existió una correlación negativa entre la biomasa de zooplancton y la perifítica, pero ésta no fue significativa (Tabla 1). Sin embargo, observamos una tendencia negativa en la biomasa perifítica a lo largo de todo el rango de salinidades ($r=-0.609$; $p=0.0122$) (Fig. 8). Barnes y Wurtsbaugh (2015) también observaron una relación inversa entre la salinidad y la densidad de perifiton pero sugirieron que la reducción de biomasa perifítica se debía a la pérdida de biodiversidad de la comunidad perifítica más que al pastoreo. De esta manera, la fuerte presión del pastoreo de *A. persimilis* sobre el fitoplancton, pero baja sobre el perifiton, favorece un mayor desarrollo de la comunidad perifítica a bajas salinidades (Fig. 9).

Conclusión:

De acuerdo a lo observado en este trabajo, la salinidad es el principal factor determinante de las características de la comunidad zooplanctónica de la laguna de Parque Luro Este. Las condiciones generadas por esta variable favorecieron la eclosión y desarrollo de una población estable de *A. persimilis*. Sin embargo, se desconoce si otras especies de zooplancton han estado presentes en esta laguna en el pasado como para afirmar que sus huevos de resistencia han sido dañados por condiciones casi permanentes de alta salinidad tan comunes en esta laguna. En caso que la laguna de Parque Luro Este se llene nuevamente y disminuya su salinidad, se necesitarán aportes externos de huevos, cistos y organismos (transportados por aves, agua o viento) para observar una mayor diversidad zooplanctónica como la observada en otros lagos de la zona con menores salinidad. Sin embargo la bibliografía sobre los modos de dispersión en zooplancton es un poco ambigua. Jenkins y Underwood (1998) establecieron que el viento y la lluvia eran los principales medios de dispersión de rotíferos, y que si bien el zooplancton puede dispersarse mediante endozoocoria por aves, este último no es muy común. Por otro lado, Green et al. (2002), reportaron que el rol dispersante de patos y aves costeras es más común de lo anteriormente pensado. De esta manera podemos concluir que, más allá del modo de colonización del zooplancton que pueda existir en esta laguna, es poco probable que la laguna de Parque Luro Este presente una alta diversidad de zooplancton ya que la alta salinidad mínima estimada no permitiría el desarrollo de unas pocas especies halotolerantes.

Bibliografía:

- Amarouayache, M., F. Derbal, y M. H. Kara. 2009. Biological data on *Artemia salina* (Branchiopoda, Anostraca) from Chott Marouane (NorthEast Algeria). *Crustaceana* 82(8):997-1005.
- Amat, F. 1980. Differentiation in *Artemia* strains from Spain. In: G. Persoone, P. Sorgeloos, O. Roels y E. Jaspers (eds.), *The brine shrimp Artemia*, 1: 19-39. (Universa Press, Wetteren).
- Amat, F. 1982. Diferenciación y distribución de las poblaciones de *Artemia* de España. III. Oviparismo y ovoviviparismo. Estudio cualitativo y cuantitativo. *Inv. Pesq.*, Barcelona, 46: 3-13.
- Arar E.J. y G. B. Collins. 1997. *In vitro* determination of chlorophylls a, b, c + c and pheopigments in marine and freshwater algae by visible spectrophotometry. Method 446.0. U.S. EPA.
- Barnes, B.D. y W. A. Wurtsbaugh. 2015. The effects of salinity on plankton and benthic communities in the Great Salt Lake, Utah, USA: a microcosm experiment. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 72:807-817.
- Belovsky G.E., D. Stephens, C. Perschon, P. Birdaey, D. Paul, D. Naftz, R. Baskin, C. Larson, C. Mellison, J. Luft, R. Mosley, H. Mahon, J. Van Leeuwen y D. V. Alen. 2011. The Great Salt Lake Ecosystem (Utah, USA): long term data and a structural equation approach. *Ecosphere* 2(3):1-40.
- Brock, M. A., D. L. Nielsen y K. Crossle. 2005. Changes in biotic communities developing from freshwater wetland sediments under experimental salinity and water regimes. *Freshwater Biol.* 50, 1376–1390.
- Browne, R. A. y G. Wanigasekera. 2000. Combined effects of salinity and temperature on survival and reproduction of five species of *Artemia*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 244: 29–44.

- Bucher, E.H. y A. B. Abril. 2006. Limnología biológica. En: Bucher E.H. (ed.) Bañados del río Dulce y laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). Academia Nacional de Ciencias (Córdoba, Argentina).
- Cabrera, A. L. 1994. Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Tomo II, Fascículo 1: Regiones fitogeográficas argentinas. Buenos Aires, ACME.
- Cohen, R. G. 2012. Review of the biogeography of *Artemia* Leach, 1819 (Crustacea: Anostraca) in Argentina. *Int. J. Artemia Biol.* 2(1), 9-23.
- Cohen, R. G., S. Rodríguez Gil y C. Vélez. 1998. The post-embryonic development of *Artemia persimilis* Piccinelli & Prosdocimi. *Hydrobiol.* 391(1-3):63-80.
- Echaniz, S. A. y A. M. Vignatti, 2011. Seasonal variation and influence of turbidity and salinity on the zooplankton of a saline lake in central Argentina. *LAJAR*, 39(2): 306-315.
- Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi, J. C. Paggi y A. Pilati. 2006. Zooplankton seasonal abundance of South American saline shallow lakes. *Int. Rev. Hydrobiol.* 91 (1): 86-100.
- Echaniz, S., G. C. Cabrera, P. L. Aliaga, y A. Vignatti. 2013. Variations in zooplankton and limnological parameters in a saline lake of La Pampa, central Argentina, during an annual cycle. *Int. J. Ecosystem* 3(4): 72-81.
- Echaniz, S., G. C. Cabrera, A. Vignatti. 2015. Limnological parameters and population structure of *Artemia persimilis* Piccinelli and Prosdocimi, 1968 (Crustacea, Anostraca) in La Amarga, a hypersaline lake of La Pampa (Argentina). *Res. Zool.* 5(2): 25-31.
- García, A.M., J. P. Vieira y K. O. Winemiller. 2003. Effects of 1997–1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Estuar. Coast. Shelf S.* 57, 489–500.
- Green, A.J., J. Figuerola y M. I. Sánchez. 2002. Implications of waterbird ecology for the dispersal of aquatic organisms. *Acta Oecologica* 23:177-189.

- Hairston, N. G., Jr. 1996. Zooplankton egg banks as biotic reservoirs in changing environments. *Limnol. Oceanogr.* 41:1087–1092.
- Hammer, U. T., 1986. *Saline Lake Ecosystems of the World*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Holdren, G.C. y A. Montaña. 2002. Chemical and physical characteristics of the Salton Sea, California. *Hydrobiol.* 473: 1–21.
- Jellison, R., L. G. Miller, J. M. Melack y G. L. Dana. 1993. Meromixis in hypersaline Mono Lake, California. 2. Nitrogen fluxes. *Limnol. Oceanogr.* 38(5):1020-1039.
- Jenkins, D.G. y M. O. Underwood. 1998. Zooplankton may not disperse readily in wind, rain, or waterfowl. *Hydrobiologia* 387/388: 15-21.
- Mura, G., 1993. Seasonal distribution of *Artemia salina* and *Branchinella spinosa* in a saline astatic pond in south west Sardinia, Italy (Anostraca). *Crustaceana*, 64 (2): 172-191.
- Nielsen, D. L., M. A. Brock, K. Crossle, K. Harris, M. Healey y I. Jarosinski. 2003. The effects of salinity on aquatic plant germination and zooplankton hatching from two wetland sediments. *Freshwater Biol.* 48: 2214–2223.
- Nielsen, D. L., D. Smith y R. Petrier. 2012. Resting egg banks can facilitate recovery of zooplankton communities after extended exposure to saline conditions. *Freshwater Biol.* 57: 1306–1314.
- Ning, N.S.P., D.L. Nielsen y D.S. Baldwin. 2011. Assessing the potential for biotic communities to recolonise freshwater wetlands affected by sulfidic sediments. *Freshwater Biol.* 56:2299-2315.
- Paggi, S.B. y J. C. Paggi. 2008. Hydrological connectivity as a shaping force in the zooplankton community of two lakes in the Paraná River floodplain. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93(6): 659–678.
- Pratts, P. 2011. Evaluación del impacto antrópico sobre la dinámica hidrológica e hidroquímica de la laguna del Bajo Giuliani, Santa Rosa, La Pampa. Tesis de Maestría en Ciencias Hídricas, UNLPam. 81 págs.

- Solari, L.C., N.A. Gabellone, M. C. Claps, M. A. Casco, K. P. Qua, y N. C. Neschuk. 2014. Phytoplankton chlorophyte structure as related to ENSO events in a saline lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). *Ecol. Evol.* 4(7): 918–932.
- Sousa, W.T.Z., S. M. Thomaz y K. J. Murphy. 2010. Response of native *Egeria najas* Planch. and invasive *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle to altered hydroecological regime in a subtropical river. *Aquat. Bot.* 92:40–48.
- Strickland, J.D.H. y Parsons, T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada 2nd Ed. Bull. 167, Ottawa.
- Timms, B.V. 2005. Salt lakes in Australia: present problems and prognosis for the future. *Hydrobiol.* 552:1–15.
- Timms, B.V. 2006. The geomorphology and hydrology of saline lakes of the Middle Paroo, Arid-zone Australia. *Proc. Linn. Soc. N.S.W.*, 127:157-174.
- Timms, B.V. 1998. Further studies on the saline lakes of the eastern Paroo, inland New South Wales, Australia. *Hydrobiol.* 381:31-42
- Viglizzo, E.F. 2011. El agro, el clima y el agua en La Pampa Semiárida: Revisando paradigmas. Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria, Tomo LXIV, pp. 251-267.
- Vignatti, A. M. 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 Exactas, Físico-Químicas y Naturales.
- Vignatti, A. M., R. Festa, G. C. Cabrera y S. A. Echaniz. 2012a. Comparación luego de una década de parámetros limnológicos, riqueza y abundancia del zooplancton de un lago somero salino de La Pampa. *BioScriba*, 5(1): 23-35.
- Vignatti, A. M., G. C. Cabrera y S. A. Echaniz. 2012b. Changes in the zooplankton and limnological variables of a temporary hypo-mesosaline wetland of the central region of Argentina during the drying. *PANAMJAS*, 7(2): 93-106.

- Vignatti, A. M., G. C. Cabrera, A. Pilati y S. A. Echaniz. 2014. Biology of *Artemia persimilis* Piccinelli and Prosdocimi, 1968 (Crustacea: Anostraca) at the highest salinities reported for the species under natural conditions. *Int. J. Artemia Biol.*, 4(1):38-43.
- Williams, W.D. 1998. Salinity as a determinant of the community structure in salt lakes. *Hydrobiol.* 381:191-201.
- Williams, W. D., A. J. Boulton y R. G. Taaffe. 1990. Salinity as a determinant of salt lake fauna: a question of scale. *Hydrobiol.* 197: 257–266.
- Williams, W. D. 1993. The worldwide occurrence and limnological significance of falling water-levels in large, permanent saline lakes. *Verh int. Ver. Limnol.* 25: 790–792.
- Wurtsbaugh, W.A. 1992. Food-web modification by an invertebrate predator in the Great Salt Lake (USA). *Oecologia* 89:168-175.
- Wurtsbaugh W.A. y T. Smith Berry. 1990. Cascading effects of decreased salinity on the plankton, chemistry, and physics of the Great Salt Lake (Utah). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47:100–109.