



REVISTA

BIOLOGÍA ACUÁTICA

ISSN 1668-4869

Contenido:

Efecto del establecimiento del alga invasora *Didymosphenia geminata* sobre la abundancia de macrocrustáceos en el Río Limay superior, Patagonia, Argentina // Estructura de la taxocenosis de diatomeas y su relación con variables ambientales en tres cuencas de la provincia de San Luis (Argentina) // Spatial and temporal dynamics of the mesozooplankton (Crustacea: Cladocera, Copepoda and Decapoda) in a Pampean shallow hyposaline lake during drought conditions // Estructura de la comunidad íctica del arroyo Paraíso afluente del río Uruguay. Misiones. Argentina // Efecto del muestreo de diferentes hábitats sobre la aplicación de índices bióticos basados en macroinvertebrados

Efecto del establecimiento del alga invasora *Didymosphenia geminata* sobre la abundancia de macrocrustáceos en el Río Limay superior, Patagonia, Argentina

DIEGO A. AÑÓN SUÁREZ¹ Y RICARDO J. ALBARIÑO¹

¹GEMA (Grupo de Estudio de Macroinvertebrados Acuáticos), Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA, UNComahue- CONICET), Quintral 1250, 8400, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina

E-mail: danon46@gmail.com

RESUMEN. *Didymosphenia geminata* (didymo) es una diatomea que desarrolla extensas floraciones que cubren el fondo de ecosistemas lénticos y lóticos determinando fuertes cambios ecológicos. Dada su distribución, abundancia, características tróficas y su importancia como recurso alimentario para vertebrados, los crustáceos *Aegla* sp. y *Samastacus* sp. son fundamentales en la transferencia de materia y energía en lagos y ríos patagónicos. En este trabajo se pretende dilucidar si las floraciones algales afectan las poblacionales de ambos crustáceos en el río Limay superior. Durante los veranos de 2016, 2017 y 2018 se muestrearon 4 sitios del río, incluyendo tramos con y sin presencia del alga (CD -con Didymo- y SD -sin Didymo-). La zona litoral de cada sitio fue muestreada en tres hábitats respecto de la línea de costa (costa, somero y profundo). En cada unidad de muestreo se registraron: número de macrocrustáceos, porcentaje de cobertura del alga, desarrollo algal (colonias aisladas, parches), distancia a la costa, profundidad, velocidad de corriente del fondo. Se cuantificaron 855 ejemplares de *Aegla riolimayana* (10,0 ind/m² y frecuencia del 73%) y sólo 30 de *Samastacus spinifrons* (0,3 ind/m² y 4%, respectivamente). Dadas estas diferencias, sólo se analizó la distribución de *A. riolimayana*. Su abundancia no difirió entre tramos CD y SD ($P > 0,05$) aunque hubo una tendencia a menores valores en presencia de didymo (mediana = 1 vs. 2 ind/cuadrado, respectivamente). El porcentaje de cobertura de didymo fue menor y la abundancia de *A. riolimayana* fue mayor en el sector de costa respecto al somero y al profundo. Sin embargo la abundancia de esta especie y la cobertura porcentual de didymo no se correlacionaron. Los resultados sugieren que no habría un efecto negativo del alga sobre la distribución de *A. riolimayana* a escala de tramo.

Palabras clave: Especies invasoras, invertebrados bentónicos, litoral, Patagonia Norte.

ABSTRACT. *Didymosphenia geminata* (didymo) or "rock snot" is a diatom that develops extensive algal blooms covering the bottom of lentic and lotic ecosystems and exerting strong ecological changes. Given its distribution, abundance and trophic characteristics, and the importance as a food resource for aquatic and terrestrial vertebrates, the benthic crustaceans *Aegla* sp. and *Samastacus* sp. are key components in the transfer of matter and energy in lakes and rivers of Patagonia. We aimed to determine if didymo algal blooms occurring in the littoral zone of the Upper Limay River affect the abundance of both crustaceans. In the summer of 2016, 2017 and 2018 four locations of the river were surveyed, establishing reaches with and without the presence of didymo (CD with Didymo and SD without Didymo, respectively). We sampled the littoral zone in three habitats regarding the distance to shoreline (shore, shallow and deep). At each sample we recorded: number of macrocrustaceans, percentage of algae cover, algal growth characteristics (isolated colonies, mats), distance to the shoreline, depth, current velocity at bottom, among other variables. During the study, 855 *Aegla riolimayana* specimens were quantified with mean abundance of 10.0 ind/m² and frequency of 73% and only 30 individuals of *Samastacus spinifrons* (0.3 ind/m² and 4%, respectively). Given such differences, only *A. riolimayana* was analyzed. Its abundance did not differ between CD and SD reaches ($P > 0.05$), though it was slightly lower in CD reaches (median = 1 vs. 2 ind./sample,

respectively). Percent didymo cover was lower and *A. riolimayana* abundance was higher at shore compared to shallow and deep sectors. However, *A. riolimayana* abundance and percent didymo cover did not correlate suggesting that at the reach scale there is no negative effect of didymo on the abundance and distribution of *A. riolimayana*.

Keywords: Benthic invertebrates, invader species, littoral, Northern Patagonia.

INTRODUCCIÓN

Didymosphenia geminata (Lyngbye) Schmidt 1899, es una Bacillariophyta conocida como "didymo" o "moco de roca", característica de cuerpos de agua dulce lénticos y lóticos. Es una de las especies de diatomeas más grandes, con células que alcanzan 100 μm de longitud y 35 μm de ancho (Kilroy, 2004). Cada célula de *D. geminata* puede producir un largo pedúnculo o tallo por reproducción asexual con el que se fija al sustrato y puede resultar en una mata densa de pedúnculos ramificados distinguibles a simple vista y en ocasiones alcanzando 20 cm de longitud. En condiciones favorables, sus altas tasas de crecimiento determinan floraciones persistentes en el tiempo que pueden cubrir grandes extensiones del lecho alterando procesos hidrológicos y ecológicos en ríos (Spaulding & Elwell, 2007). Es sabido que la temperatura, la estabilidad hidrológica y del sustrato, la disponibilidad de luz y el pH son importantes en determinar la capacidad de establecimiento y formación de floraciones ("blooms") a escala local, así como la distribución de la especie a escala regional y global (Kilroy *et al.*, 2008). Varios estudios han descrito el desarrollo de floraciones de *D. geminata* a temperaturas menores a 15°C, altas intensidades de luz, velocidades de corriente menores a 1 m/s, así como a pH neutro a moderadamente alcalino (Antoine & Benson-Evans, 1986; Kara & Sahin, 2001; Kawecka & Sanecki, 2003; Kilroy *et al.*, 2008; Noga, 2003). En general, los altos valores de biomasa se dan en un amplio rango de velocidad de corriente, con decrecimiento sólo a velocidades mayores de 1 m/s (Kilroy *et al.*, 2008), así como en diferentes sustratos estables como lechos rocosos y grandes cantos rodados. Finalmente, se señala a la baja concentración de fósforo (P) disuelto en el agua como factor determinante de las floraciones ya que estimularía el crecimiento

en longitud de los pedúnculos de fijación (Stevenson *et al.*, 2008; Kilroy & Bothwell, 2012; Bothwell *et al.*, 2014).

Respecto a los efectos de sus floraciones sobre el ecosistema acuático, ha sido descrito el significativo aumento en la abundancia de materia orgánica (producto de la proliferación peduncular), de la concentración de clorofila *a* y de sedimentos atrapados en su matriz (Kilroy *et al.*, 2009; Kilroy & Bothwell, 2012; Reid & Torres, 2014). También ha sido demostrada *in vitro* la capacidad de adsorción de P inorgánico disuelto por parte de matas vivas y muertas, y la alteración de la variación diaria del pH, indicando la importancia que pueden tener las floraciones en alterar ciclos biogeoquímicos a escala de ecosistema (Reid & Torres, 2014). Varios estudios han descrito los efectos de las floraciones del alga en ríos y arroyos, mayormente en su condición de especie invasora. Cabe recordar que estas floraciones han sido registradas también en áreas donde el alga es nativa (Taylor & Bothwell, 2014) y no necesariamente ocurren en todos los ríos en donde el alga se encuentra presente.

Por otra parte, se ha registrado que la cobertura del lecho por parte de didymo genera un fuerte cambio en la comunidad de macroinvertebrados. Estos cambios en diferentes regiones del mundo coinciden en provocar un aumento de la densidad total de invertebrados, un aumento de la abundancia de quironómidos y oligoquetos y la reducción en la abundancia de taxa EPT (efemerópteros, plecópteros y tricópteros) mientras el efecto sobre la riqueza taxonómica es despreciable (Gillis & Chalifour, 2009; Kilroy *et al.*, 2009; Brand y Miserendino, 2014). Más recientemente, Jellyman & Harding (2016) estudiaron 20 arroyos en la Isla Sur de Nueva Zelanda y además de verificar similares patrones de cambio, demostraron que los

tramos invadidos con didymo presentaron reducción en la tasa de deriva de invertebrados EPT (recurso trófico fuertemente explotado por peces) y una drástica reducción en la biomasa de los peces, especialmente la trucha marrón (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758). Es interesante notar que a la fecha no se han publicado estudios que analicen los efectos de la invasión de didymo sobre macrocrustáceos, quienes representan un componente clave en la trama trófica de ríos y arroyos.

En Sudamérica, las primeras floraciones documentadas ocurrieron en la cuenca del río Futaleufú, cuenca binacional Chileno-Argentina (Patagonia). El primer registro data de abril de 2010 en el río Espolón, tributario del río Futaleufú (Reid & Torres, 2014). En septiembre de 2010 fue reportada por primera vez en el río Futaleufú en Argentina (Sastre *et al.*, 2013). A pesar de las medidas efectuadas por diferentes instituciones nacionales y provinciales para minimizar su dispersión (A.P.N. 2015), el alga ha invadido una serie de ambientes fluviales y lacustres extendiéndose a lo largo de la Patagonia Andina desde Neuquén a Tierra del Fuego. Como parte de la comunidad de invertebrados, en ríos y lagos de Patagonia se encuentran presentes dos macrocrustáceos (Crustacea, Decapoda): la langosta *Samastacus spinifrons* (Philippi, 1882) y la "pancora" *Aegla riolimayana* (Schmitt, 1942) (Lopretto, 1995). Estos decápodos son endémicos de Sudamérica (Lopretto, 1995; Morrone & Lopretto, 1994) y presentan relaciones zoogeográficas gondwánicas, distribuyéndose en el sur del continente, a ambos lados de la Cordillera de los Andes (Chile y Argentina). En ríos y lagos del Parque Nacional Nahuel Huapi (P.N.N.H.), ambos macrocrustáceos constituyen un ítem alimentario importante para peces autóctonos, *Percichthys trucha* (Valenciennes, 1833), e introducidos - *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) y *S. trutta* - (Macchi *et al.*, 1999). También son fuente de alimento de anfibios (Fransozo *et al.*, 2003), aves y mamíferos como el huillín o lobito de río, *Lontra provocax* (Thomas, 1908), emblema del P.N.N.H., del cual constituyen el 99 % de la dieta (Chehebar, 1985; Medina-Vogel & González-Lagos, 2008; Rudolph, 2002). Dada su distribución, abundancia y

características tróficas, y su importancia como recurso alimentario, ambos macrocrustáceos constituyen elementos claves en las tramas tróficas de lagos y ríos, cumpliendo un rol importante en la transferencia de energía (Aued, 2003; Chehebar, 1985; Fransozo *et al.*, 2003; Jara *et al.*, 2006; Rudolph, 2002).

Como se mencionó anteriormente, a partir del registro de las primeras floraciones en la Patagonia chilena y argentina en el 2010, se evidenció una rápida expansión del alga, registrándose en el área del P.N.N.H en 2011 (río Manso inferior), y en 2012 en el lago Nahuel Huapi y en el río Limay. Las floraciones de *D. geminata* han generado gran preocupación debido a los posibles impactos negativos socio-ecológicos, principalmente cuando éstas ocurren en ríos de aguas cristalinas, donde la pesca deportiva de salmónidos constituye un importante recurso socio-económico para el área (Taylor & Bothwell, 2014). A la fecha se desconocen los efectos que tiene didymo sobre la comunidad de macroinvertebrados en esta zona, incluyendo a las poblaciones de macrocrustáceos. Dada la relevancia trófica de estos macrocrustáceos para especies nativas de la región Patagónica como el huillín cuyo estatus de conservación es en peligro (Sepúlveda *et al.*, 2015), este conocimiento representa información vital para la Administración de Parques Nacionales (Argentina). Por otra parte, la biología y ecología de ambos macrocrustáceos ha sido poco estudiada, especialmente en la Patagonia Argentina, lo que representa un aporte a la conservación de la biodiversidad regional. Por ello, el objetivo principal de este estudio fue evaluar el efecto del establecimiento del alga *D. geminata* en la abundancia y distribución de *A. riolimayana* y *S. spinifrons* en el río Limay superior.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Río Limay es uno de los grandes sistemas fluviales de la Patagonia Norte, nace del drenado del lago Nahuel Huapi (41° 3' 18,52" S, 71° 9' 10,25" O), cuya cuenca abarca unos 4.260 km². La misma está caracterizada mayormente por la presencia de bosque templado dominado

por *Nothofagus* spp. y el ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic-Serm. & Bizzarri), junto a un sotobosque caracterizado por diferentes especies arbustivas y herbáceas. El río Limay es alimentado por precipitaciones pluviales y níveas, presentando un ciclo anual bimodal con un pico de descarga en invierno por lluvias y otro de mayor caudal en primavera debido al deshielo. El caudal medio anual es de 224 m³/s, y las características químicas del agua están mayormente influenciadas por el lago Nahuel Huapi, con un pH cercano al neutro (7,5), baja conductividad (39,3 µS/cm) y baja concentración de nutrientes (fósforo reactivo PRS=1,9 µg/L y nitrógeno inorgánico disuelto NID=9,8 µg/L) (Díaz *et al.*, 2007). El sustrato del lecho es grueso, conformado por bloques, guijones (canto rodado), guijarros y parches de grava y arena. Su cauce presenta extensiones dominadas mayormente por un canal único y extensiones donde hay canales principales y secundarios. Si bien toda la extensión del río presenta un importante valor cultural y turístico, existen sitios de gran valor escénico. En el río se desarrolla una importante actividad de pesca deportiva en base a los salmónidos introducidos, con pesca desde las márgenes o embarcaciones sin motor. Además se desarrollan actividades recreativas de descenso en balsas y canotaje. En las últimas dos décadas, el paraje Villa Llanquín presenta un creciente desarrollo urbanístico.

El presente estudio se realizó en un segmento de aproximadamente 17 km, comprendido entre los parajes denominados Estancia Fortín Chacabuco y Villa Llanquín, localizado a 40 km de Bariloche y 25 km de la embocadura del río. Este segmento de río no recibe tributarios fluviales de gran magnitud, lo que determina una mayor homogeneidad del cauce y de las variables bióticas y abióticas que interactúan en el ecosistema.

Diseño de muestreo

Se seleccionaron sitios con presencia visible del alga cubriendo el lecho fluvial y sitios sin presencia macroscópica. La presencia visible del alga se estableció como la identificación de colonias individualizables sobre sustrato inorgánico, denominadas coloquialmente

“botones”, originados por la fijación de uno o más individuos al sustrato, que al crecer y dividirse asexualmente desarrolla pedúnculos característicos que se multiplican de manera dendrítica (Spaulding & Elwell, 2007). Se establecieron 4 sitios de muestreo, cada uno contemplando un tramo sin presencia del alga didymo denominado SD (sin didymo), donde la superficie cubierta por el alga fuera mínima (menor al 15%) y un tramo contiguo con establecimiento extendido del alga llamado CD (con didymo), es decir cuando la superficie cubierta por colonias y matas algales fuera alta (mayor al 50%). Los sitios de muestreo fueron establecidos en sentido aguas abajo y se denominaron: Rincón Chico, Fortín Chacabuco, La Perca y Villa Llanquín. Este último, el más alejado del Lago Nahuel Huapi, evidenció una presencia incipiente de didymo (limitada a pequeñas colonias aisladas solo en unas pocas piedras del litoral) por lo que se consideró al sitio como un tramo control (SD). Los muestreos se realizaron durante febrero-marzo, en tres años consecutivos: 2016, 2017 y 2018. Durante este período, el caudal del río se encuentra en disminución gradual luego de su máximo asociado al deshielo de las nacientes y a la fuerte reducción de las precipitaciones estacionales, determinando menores velocidades de corriente lo que facilita el muestreo. Una vez definidos los tramos CD y SD en cada sitio, se realizó un muestreo estratificado en la zona litoral, considerando tres hábitats definidos por la distancia a la orilla: costa (0-1 m), somero (3-5 m) y profundo (7-9 m). Debido a que los muestreos se realizaron mediante vadeo, las muestras en el hábitat profundo no se extendieron más allá de los 70 cm de profundidad (aproximadamente 10 m de la costa). El muestreo consistió en colocar sobre el lecho un cuadrado metálico de 50 x 50 cm (unidad muestral) a fin de medir sus variables ambientales y cuantificar la presencia y abundancia de los macrocrustáceos. Los cuadrados fueron colocados al azar sobre el lecho y distanciados entre sí dos metros o más a fin de asumir independencia de las muestras. El muestreo siempre se realizó en sentido aguas arriba. En cada tramo (cuatro tramos SD y tres tramos CD) se tomaron seis muestras por hábitat (costa, somero y profundo). En cada muestra se determinó: porcentaje de cobertura

del alga mediante inspección visual, distancia a la costa, profundidad, velocidad media de la corriente del fondo y tamaño del sustrato. Para esto se usó una cinta métrica, una vara graduada y un flujómetro Global Water F101 (Xylem Inc., EEUU). La velocidad media del fondo fue medida colocando el flujómetro apoyado sobre el sustrato en la parte central de cada unidad de muestreo y registrando su velocidad media durante aproximadamente 15 segundos. El sustrato fue clasificado como bloque (mayor o igual a 25 cm), canto rodado (8 a 25 cm), guijarro (4 a 8 cm) y arena + grava (<4 cm) y se registró visualmente su cobertura y "empotramiento", es decir el grado de sedimentación de bloques, cantos rodados y guijarros en la matriz del lecho con una escala de 0 a 2 (totalmente suelto, parcialmente suelto y totalmente empotrado en sedimento fino). Luego de registrar las variables ambientales, se procedió a contar los macrocrustáceos del fondo usando visores subacuáticos y levantando cuidadosa y gradualmente los sustratos dentro del cuadrado de forma de registrar los que no estuvieran expuestos. Esta operación fue realizada por dos personas, mientras una tercera se dispuso aguas abajo del cuadrado con una red de pateo (malla 2 mm) a fin de coleccionar a los individuos que derivaran desde el fondo hacia la columna de agua, especialmente en las muestras con alta velocidad de corriente. En general, los individuos siempre permanecieron en el fondo o bien quietos o reptando lentamente lo que permitió una cuantificación certera de su abundancia. Finalmente, en cada hábitat dentro de cada tramo de muestreo se midieron las siguientes variables ambientales: temperatura del agua, conductividad, concentración de oxígeno disuelto, profundidad y ancho húmedo del cauce. En cada sitio se colectó una muestra de agua que fue filtrada en el campo y refrigerada en oscuridad hasta su análisis químico en laboratorio a fin de cuantificar PRS (por reducción del complejo fosfomolibdico con ácido ascórbico), $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (por reducción en columna de cadmio y diazotización) y NH_4^+ (por método del azul-indofenol) y lectura en espectrofotómetro (APHA, 1992). Los resultados de las fracciones de nitrógeno inorgánico disueltas son reportados como la suma de sus concentraciones ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$).

Durante todo el estudio se siguió el protocolo de desinfección de equipo y ropa de trabajo recomendado por la Intendencia del Parque Nacional Nahuel Huapi (que busca evitar la dispersión de propágulos del alga invasora) usando solución salina al 5%, preparada con sal de mesa, para sumergir materiales y equipos al menos durante 5 minutos.

Análisis de datos

La toma de muestras en tres años consecutivos tuvo por objeto aumentar la potencia del estudio incrementando el número de muestras y la ventana de tiempo analizada, por lo que el análisis de datos se realizó agrupando las tres campañas. Aunque reconocemos que podría existir una variación interanual, la consideramos como un forzante no relevante en términos de la causalidad que procuramos poner a prueba. Dada la heterogeneidad de los datos que determinó su falta de normalidad aún luego de procurar transformarlos, el análisis de diferencias de las variables abióticas (distancia a la costa, profundidad del fondo y velocidad media en el fondo) y las variables respuesta (cobertura porcentual de didymo y abundancia de *Aegla*) entre tramos o entre hábitats fue realizado con la prueba no paramétrica de varianzas de Kruskal-Wallis seguida por pruebas *post hoc* de Dunn (Quinn & Keough, 2002). Además se exploraron las relaciones entre las variables respuesta mencionadas y la velocidad media en el fondo (variable crítica de las condiciones fluviales *sensu* Gordon *et al.* (2004) y la relación entre la cobertura porcentual de didymo y la abundancia de *Aegla* usando modelos de regresión. En estos modelos se probó la significancia de las relaciones sin considerar el hábitat o el tramo con el fin de analizar la existencia de patrones de distribución independizados de la categorización establecida *a priori* (tramos CD y SD). Para esto se exploró el ajuste de las variables a dos modelos de regresión, uno lineal simple ($y = a + x * b$) y otro exponencial negativo ($y = a * e^{(-b * x)}$) usando el procedimiento de ajuste de curvas del programa SigmaPlot 11.0 (Systat Software Inc.). Debido a que en todos los casos los datos, aún luego de transformados no cumplieron los supuestos de normalidad, el modelo de regresión lineal

Tabla 1. Media aritmética de la profundidad, distancia a la costa y velocidad del fondo de todas las unidades de muestreo en los tres hábitats muestreados en tramos con y sin didymo (CD y SD, respectivamente).**Table 1.** Mean values of depth, shoreline distance and bottom current velocity for all samples at three sampled habitats in reaches: with and without didymo (CD and SD, respectively).

	Totales			CD			SD		
	Costa	Somero	Profundo	Costa	Somero	Profundo	Costa	Somero	Profundo
Distancia a la Costa (cm)	47	397	826	50	407	889	45	389	768
Profundidad Media (cm)	5	26	39	6	23	39	5	28	40
Velocidad corriente Fondo (cm/s)	< 3	16	18	< 3	12	15	< 3	18	21

fue desechado y alternativamente se analizó la correlación no paramétrica en rangos de Spearman. Todas las pruebas fueron analizadas considerando un valor alfa de 0,05 con el programa SigmaPlot 11.0.

RESULTADOS

Las características físicas del agua en los tres años de muestreo presentaron condiciones similares entre los tramos CD y SD (conductividad: 36,4 vs. 35,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$; temperatura del agua: 17,7 vs. 18,7 $^{\circ}\text{C}$; concentración de oxígeno disuelto: 8,7 vs. 8,9 mg/L , respectivamente).

Las muestras tomadas en los tres hábitats litorales seleccionados (Costa-Somero-Profundo) en el período 2016-2018, mostraron un aumento en la velocidad del agua conforme aumentaba la profundidad (Tabla 1). La profundidad media y la distancia media a la costa no presentaron mayores diferencias entre los tramos invadidos con didymo y los tramos sin el alga ($n=343$, Kruskal-Wallis para profundidad media: $H_{1,342}=0,625$, $P=0,429$ y para distancia a la costa: $H_{1,342}=2,058$, $P=0,151$). Por otra parte, la velocidad del agua a nivel del sustrato (velocidad en el fondo) fue un 47% mayor en los tramos sin didymo (Kruskal-Wallis $H_{1,186}=18,725$, $P<0,001$). Estas diferencias corresponden a los hábitats somero y profundo, ya que en el hábitat Costa la velocidad del agua fue despreciable en ambos tramos (<3 cm/s) (Tabla 1).

Las concentraciones de nutrientes medidas en el litoral del río fueron similares entre sitios y muy bajas, con valores promedio de $5,7 \pm 2,0$ (NID) y $2,2 \pm 0,4$ (PRS) (media \pm e.s.) condición

que caracteriza las aguas del río y las del lago que lo abastece.

Del total de cuadrados relevados durante el estudio (343), se contaron 855 individuos de *Aegla riolimayana* y 30 individuos de *Samastacus spinifrons* (Tabla 2), con una relación de 28:1. En promedio la abundancia de *S. spinifrons* en el litoral del río fue 0,3 ind/cuadrado mientras la de *A. riolimayana* alcanzó una media de 10,0 ind/cuadrado. Similarmente las frecuencias de ocurrencia en las muestras fueron de 4% y 73%, respectivamente. La escasa abundancia de *S. spinifrons* y su baja frecuencia de ocurrencia (Tabla 2) determinaron que el análisis de datos se realice exclusivamente para *A. riolimayana*. En particular, la abundancia media y la frecuencia de ocurrencia de *A. riolimayana* en los cuadrados fueron levemente superiores en los tramos CD con respecto a los de SD (Tabla 2).

Los tres hábitats litorales estudiados mostraron patrones contrastantes de distribución de *D. geminata* y *A. riolimayana*. La cobertura algal difirió entre los hábitats estudiados, siendo mayor en los hábitats somero y profundo respecto al de costa (Figura 1.a, Kruskal-Wallis $H_{2,341}=15,611$, $P<0,001$, prueba *pos hoc* Dunn $P<0,05$). Por el contrario, la abundancia de *A. riolimayana* fue mayor en costa respecto a la de somero y profundo (Figura 1.b, Kruskal-Wallis $H_{2,341}=13,759$, $P<0,001$, prueba *pos hoc* Dunn $P<0,05$).

La cobertura de didymo fue mayor en los tramos CD (Figura 2.a, Kruskal-Wallis $H_{1,342}=58,909$, $P<0,001$). Por su parte, la abundancia y la frecuencia de aparición de *A. riolimayana* en los cuadrados presentaron una tendencia a

Tabla 2. Abundancia de *Aegla riolimayana* y *Samastacus spinifrons* en la zona littoral del Río Limay superior y abundancia de *A. riolimayana* en tramos con y sin didymo (CD y SD). Los datos corresponden a los tres años muestreados. La abundancia porcentual es la abundancia relativa de ambas especies y la frecuencia porcentual es el número de muestras con presencia de cada especie.

Table 2. Abundance of *Aegla riolimayana* and *Samastacus spinifrons* in the littoral zone of upper Limay River and abundance of *A. riolimayana* at reaches with (CD) and without (SD) didymo. Data refer to for the three sampling years. Percent abundance is the relative abundance of both species and percent frequency means the number of samples with presence of each species.

	Totales		<i>Aegla riolimayana</i>	
	<i>Samastacus spinifrons</i>	<i>Aegla riolimayana</i>	CD	SD
Nro. de cuadrados totales		343	154	189
Nro. de individuos contados	30	855	348	507
Abundancia %	3,4	96,6		
Nro. individuos / cuadrado	0,1	2,5	2,3	2,7
Nro. individuos / m ²	0,3	10,0	9,7	10,7
Frecuencia %	4,1	72,9	70,1	75,1

ser mayores en los tramos CD (Tabla1). Sin embargo, la abundancia expresada por su mediana no fue diferente entre tramos (Figura 2.b, Kruskal-Wallis $H_{1,342}=2,026$, $P=0,155$). En los tramos clasificados como SD, el alga didymo también estuvo presente, aunque en muy baja abundancia (Figura 2.a). El porcentaje de cobertura no superó el 25% y se caracterizó por la presencia de pequeñas colonias aisladas creciendo sobre el sustrato (1-3 cm de diámetro y <3 cm de espesor). En los tramos CD, la

cobertura de didymo alcanzó valores del 90%. En algunos sectores el alga se presentó formando colonias individuales ocupando un mismo sustrato en forma variable, mientras en otros se extendió cubriendo varios sustratos formando una mata densa y espesa (20-40 cm de diámetro y 2-4 cm de espesor). La cobertura de didymo y la velocidad en el fondo no se correlacionaron linealmente (ρ de Spearman=-0,006, $P=0,938$, $n=193$), pero sí lo hicieron siguiendo una función exponencial

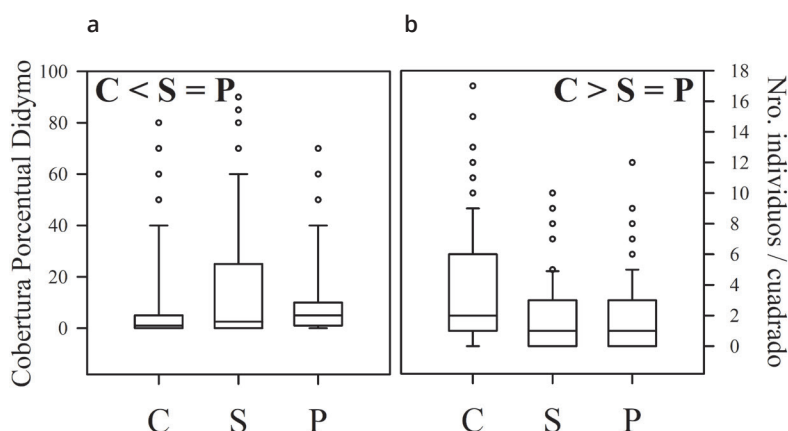


Figura 1.a. Cobertura porcentual de didymo; **b.** número de individuos de *Aegla riolimayana* por unidad muestral (cuadrado de 50 x 50 cm) con relación a la distancia a la orilla: C (costa), S (sector somero), P (sector profundo). Los valores de la caja representan la mediana y sus cuartiles 1 y 3 y las barras de error los deciles 1 y 9. Se indica la comparación significativa entre hábitats, (prueba de Kruskal-Wallis y prueba *a posteriori* de Dunn, $P<0,05$).

Figure 1.a. Percent cover of didymo; **b.** number of individuals of *Aegla riolimayana* per sampling unit (50 x 50 cm metal frame) at three distances from river shoreline: C (shore sector), S (shallow sector), P (profundal sector). Values within the box represent median and quartiles 1 and 3, and error bars are deciles 1 and 9. Statistical differences among habitats are shown, (Kruskal-Wallis test, and *post hoc* Dunn's test, $P<0.05$).

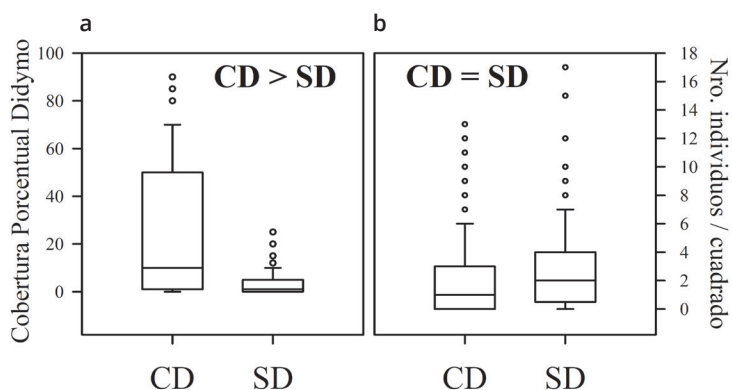


Figura 2.a. Cobertura porcentual de didymo; **b.** número de individuos de *Aegla riolimayana* por unidad muestral (50 x 50 cm), considerando tramos con y sin presencia del alga *Didymosphenia geminata* (CD vs SD). Se indica la comparación significativa entre tramos (prueba de Kruskal-Wallis, $P < 0,05$).

Figure 2.a. Percent cover of didymo; **b.** number of individuals of *Aegla riolimayana* per sampling unit (50 x 50 cm) at reaches with (CD) and without (SD) presence of *Didymosphenia geminata*. Statistical differences between reaches are shown (Kruskal-Wallis test, $P < 0.05$).

negativa (Figura 3.a, Cobertura Porcentual didymo = $39,82 * e^{(-0,127 * \text{Velocidad Fondo})}$, $R^2_{aj}=0,25$, Modelo Regresión No Lineal: $F_{1,193}=65,47$, $P < 0,001$). En contraste, la abundancia de *A. riolimayana* no se relacionó con la velocidad en el fondo (Figura 3.b) ni de manera lineal (ρ de Spearman = $-0,040$, $P = 0,583$, $n = 193$) ni con un decaimiento exponencial ($F_{1,341}=1,966$, $P = 0,162$).

Cuando se analizó la relación entre las abundancias de didymo y de *A. riolimayana*, ambas variables no ajustaron significativamente al modelo de regresión exponencial negativa ($F_{1,341}=1,966$, $P = 0,162$) y tampoco se correlacionaron linealmente (ρ de Spearman = $-0,091$, $P = 0,093$, $n = 343$). Cabe resaltar que, si bien los mayores valores de

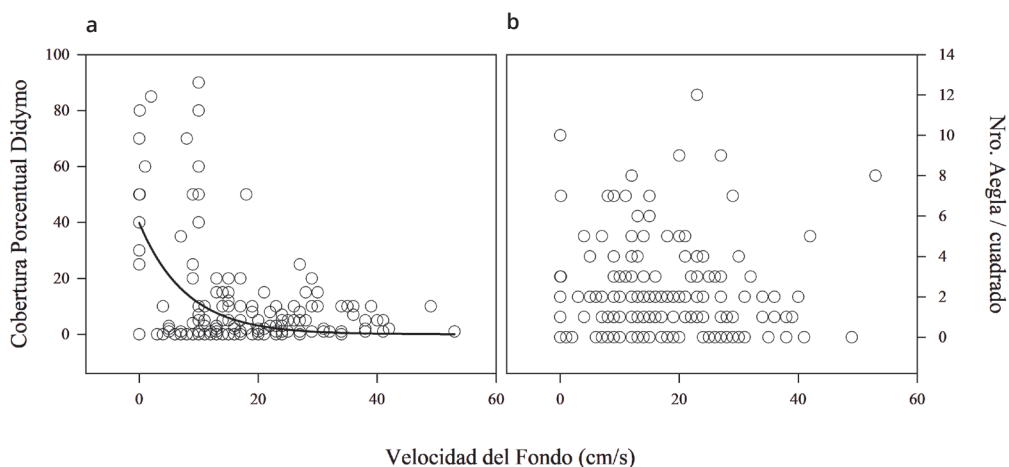


Figura 3.a. Cobertura porcentual de didymo; **b.** número de individuos de *Aegla riolimayana* por unidad muestral (50 x 50 cm) en relación con la velocidad de agua del fondo. La línea sólida muestra el modelo de regresión no lineal ajustado entre % Cobertura de didymo y la velocidad de corriente en el fondo: Cobertura Porcentual didymo = $39,821 * e^{(-0,127 * \text{Velocidad Fondo})}$, $R^2_{aj}=0,25$, $F_{1,193}=65,47$, $P < 0,0001$.

Figure 3.a. Percent cover of didymo; **b.** number of individuals of *Aegla riolimayana* per sampling unit (50 x 50 cm) related to bottom current velocity. Solid line shows a non-linear regression model for % didymo cover and bottom current velocity: % didymo Cover = $39.821 * e^{(-0.127 * \text{bottom velocity})}$, $R^2_{aj}=0.25$, $F_{1,193}=65.47$, $P < 0.0001$.

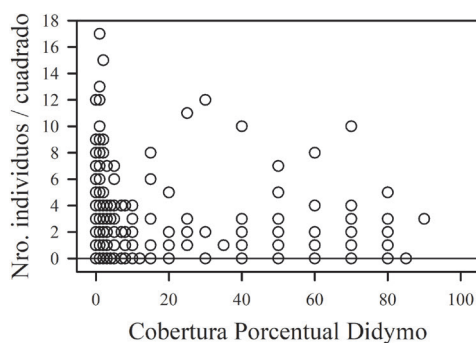


Figura 4. Relación entre el número de individuos de *Aegla riolimayana* por unidad muestral (cuadrado de 50 x 50 cm) y la cobertura porcentual de didymo.

Figure 4. Relationship between the number of individuals of *Aegla riolimayana* per sampling unit (50 x 50 cm) and the percent cover of didymo.

cobertura algal estuvieron asociados a valores bajos o nulos de abundancia de la *A. riolimayana* (Figura 4), a bajos valores de cobertura algal también se registraron valores bajos y nulos en la abundancia de esta especie.

DISCUSIÓN

Nuestro estudio revela que el establecimiento de floraciones algales de *D. geminata* no tiene efectos aparentes sobre la distribución de *A. riolimayana* en la zona litoral del río Limay. Esto sugiere que son otros los factores ambientales que estarían afectando su presencia y abundancia en esa zona del río. El estudio también mostró que la presencia de *S. spinifrons* es escasa o nula en las zonas litorales de corredera y pozón, por lo que se encontraría en zonas más profundas. Este patrón se presenta también en el lago Nahuel Huapi, donde *A. riolimayana* se localiza preferentemente en el litoral rocoso mientras *S. spinifrons* lo hace en las zonas más profundas y de fondo limo/arenoso (Lucci, 2015). Ese estudio muestra que *S. spinifrons* se encuentra habitando el fondo preferentemente a partir de los 10 m de profundidad, habitando lechos mayormente limosos, mientras que *A. riolimayana* se distribuye hasta 10 m en la zona litoral en fondos mayormente rocosos. Asimismo, tanto en ríos como en lagos chilenos,

Rudolph (2002) ha observado un patrón de distribución similar para *Samastacus*. Considerando que las floraciones del alga didymo se observaron exclusivamente en la zona litoral, es posible suponer que los efectos sobre la población de *Samastacus* sean despreciables.

La presencia del alga en la zona litoral del Río Limay presentó cierto grado de estratificación, siendo más abundante en su parte más profunda (sitios denominados Somero y Profundo, entre los 20 y 70 cm de profundidad aproximadamente) y menor en la zona cercana a la orilla (Costa < 10 cm de profundidad). A pesar de que el muestreo del sustrato fue restringido a la zona litoral del río, el registro ocular nos permitió determinar la desaparición de matas y la reducción de colonias en zonas lindantes más profundas. Este patrón es consistente con los modelos desarrollados para explicar la dinámica espacial y temporal de la floración del alga didymo (Bray *et al.*, 2016, 2017; Cullis *et al.* 2012). Estos modelos indican que en condiciones adecuadas de luz, temperatura y nutrientes (fundamentalmente bajas concentraciones de P inorgánico disuelto) didymo puede desarrollar floraciones agresivas (Cullis *et al.*, 2012, Kilroy & Bothwell 2012; Montecino *et al.*, 2014; Stevenson *et al.*, 2008, Sundareshwar *et al.*, 2011). Por el contrario, la baja estabilidad del lecho asociada a tamaños de partícula de sustrato pequeños, a su mínimo empotramiento en la matriz del lecho y a una alta velocidad de corriente, son factores que reducen la capacidad de colonizar el fondo y desarrollar floraciones (Cullis *et al.* 2012, Jellyman & Harding 2016). En el área muestreada, el lecho del río se encuentra dominado por cantos rodados y mayormente todo el sustrato contenido en las unidades de muestreo se encontró suelto sobre el fondo (es decir, con escaso grado de sedimentación), sugiriendo una muy buena calidad de hábitat para la comunidad de invertebrados bentónicos, incluyendo a los macrocrustáceos. El bajo grado de sedimentación determina que los sustratos sean más propensos a moverse cuando la velocidad de la corriente es alta (fenómeno conocido como acarreo de fondo (Gordon *et al.*, 2004). Como la velocidad de corriente

en el fondo aumentó con la profundidad, es probable que esta variable junto con la disminución de la intensidad de luz, sean determinantes a la hora de limitar la expansión de las floraciones en la zona más profunda del río, como lo sugieren Cullis *et al.* (2012). Esta observación visual es consistente con los datos de velocidad de corriente obtenida en los cuadrados muestreados, donde la cobertura algal de didymo decayó exponencialmente con el aumento de la velocidad de corriente en el fondo.

Por su parte, *A. riolimayana* también mostró una distribución diferencial en el litoral del río aunque en oposición al patrón observado en didymo; su abundancia disminuyó a mayor distancia de la costa (mayor profundidad). Sin embargo, su abundancia no tuvo relación con la velocidad medida en el fondo, ni con la abundancia de didymo. El único estudio que analizó la distribución de especies de *Aegla* en relación con la velocidad de corriente, entre otras 10 variables ambientales corresponde a Bucker *et al.* (2008) en un arroyo del sur de Brasil, y no encontró que esta variable explicara las abundancias y distribuciones de *Aegla itacolomiensis* (Bond-Buckup & Buckup, 1994) o *Aegla platensis* (Schmitt, 1942). En otros ríos de la zona pero de menor tamaño y cuya profundidad permite vadearlos, *A. riolimayana*, es el único macrocrustáceo presente y muestra un patrón parecido al del río Limay, donde su mayor abundancia ha sido observada cerca de la costa (Arroyo Ñireco y Arroyo Ñirihuau, Albariño *obs.pers.*). En contraste, en ríos pequeños de Patagonia norte en Chile (10 m de ancho y hasta 1 m de profundidad) Parra *et al.* (2011) demostraron que *Aegla araucaniensis* (Jara, 1980) puede ocupar todo el lecho cuando se encuentra sola o bien restringir su distribución a la costa cuando cohabita con otras especies competidoras como *Aegla abtao* (Schmitt, 1942) y *Aegla denticulata* (Nicolet, 1842). Por lo tanto es posible que las mayores abundancias de *A. riolimayana* sean exclusivas de la zona litoral particularmente cercanas a la costa representando una condición específica de uso del hábitat.

Nuestro estudio representa el primer análisis

del efecto del establecimiento del alga invasora *D. geminata* sobre la abundancia y distribución de poblaciones de macrocrustáceos de agua dulce. Los resultados muestran que la abundancia y distribución de *A. riolimayana* fue independiente de la registrada para el alga didymo. Nuestra evidencia indica entonces que estos macrocrustáceos no están siendo afectados negativamente por la invasión de didymo en la escala espacial abordada (escala de tramo).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Intendencia del Parque Nacional Nahuel Huapi y especialmente a las Lic. Susana Seijas, Gloria Fernández Cánepa y Carla Pozzi por la colaboración y financiación brindada en el marco de un convenio entre la Intendencia del Parque y el Centro Regional Universitario Bariloche. También a los encargados de las propiedades Fortín Chacabuco (Nicolás Rodríguez) y La Perca (Lalo Martínez) por permitirnos el acceso a los sitios de muestreo. Por último queremos agradecer a los técnicos del INIBIOMA Pablo Alvear y Ariel Mayoral por su asistencia en el trabajo de campo.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th Edition. Washington, DC: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF).
- Administración de Parques Nacionales (A.P.N). **Parque Nacional Nahuel Huapi (2015)**. Fernández Cánepa, G. Informe: Monitoreo de la presencia de *Didymosphenia geminata* en el PNNH, primavera 2014-verano 2015. CUDAP: TRI-PNA: 28347/2015.
- Antoine, S. E. & Benson-Evans, K. (1986). Spatial and temporal distribution of some interesting diatom species in the Wye River system, Wales, UK. *Limnologia*, 17: 79-86.
- Aued, M. B. (2003). *Relevamiento de Decápodos en el PN Nahuel Huapi*. Distribución, Abundancia e

- implicancias ecológicas. Informe Parques: Beca Formación Secretaría de Ciencia y Técnica de la Nación- Fundación Profauna.
- Bothwell, M. L., Taylor, B. W. & Kilroy, C. (2014). The Didymo story: the role of low dissolved phosphorus in the formation of *Didymosphenia geminata* blooms. *Diatom Research*, 29(3): 229-236.
- Brand, C. y Miserendino, M. L. (2014). Evaluación de los efectos de la invasión de *Didymosphenia geminata* en la comunidad del bentos del Río Futaleufú (Patagonia, Argentina). *Biología Acuática*, 29: 110.
- Bray, J., Harding, J. S., Kilroy, C., Broady, P. & Gerbeaux, P. (2016). Physicochemical predictors of the invasive diatom *Didymosphenia geminata* at multiple spatial scales in New Zealand rivers. *Aquatic Ecology*, 50(1): 1-14.
- Bray, J., Kilroy, C., Gerbeaux, P. & Harding, J. S. (2017). Ecological eustress? Nutrient supply, bloom stimulation and competition determine dominance of the diatom *Didymosphenia geminata*. *Freshwater Biology*, 62(8): 1433-1442.
- Bücker, F., Gonçalves, R., Bond-Buckup, G. & Melo, A. S. (2008). Effect of Environmental Variables on the Distribution of two Freshwater Crabs (Anomura: Aeglididae). *Journal of Crustacean Biology*, 28: 248-251.
- Chehebar, C. (1985). A survey of the southern river otter *Lutra provocax* Thomas in Nahuel Huapi National Park, Argentina. *Biological Conservation*, 32: 299-307.
- Cullis, J. D., Gillis, C. A., Bothwell, M. L., Kilroy, C., Packman, A. & Hassan, M. (2012). A conceptual model for the blooming behavior and persistence of the benthic mat-forming diatom *Didymosphenia geminata* in oligotrophic streams. *Journal of Geophysical Research*, 117, G00N03, doi:10.1029/2011JG001891.117(G2).
- Díaz, M., Pedrozo, F., Reynolds, C. & Temporetti, P. (2007). Chemical composition and the nitrogen-regulated trophic state of Patagonian lakes. *Limnologia*, 37: 17-27.
- Fransozo, A., Costa, R. C., Reigada, A. L. D. & Nakagaki, J. M. (2003). Population structure of *Aegla castro* Schmitt, 1942 (Crustacea: Anomura: Aeglididae) from Itatinga (SP), Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15: 13-20.
- Gillis, C.-A. & Chalifour, M. (2010). Changes in the macrobenthic community structure following the introduction of the invasive algae *Didymosphenia geminata* in the Matapedia River (Quebec, Canada). *Hydrobiologia*, 647: 63-70.
- Gordon, N. D., McMahon, T. A., Finlayson, B. L., Gippel, C. J. & Nathan, R. J. (2004). *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. Chichester: John Wiley and Sons.
- Jara, C. G., Rudolph, E. H. y González, E. R. (2006). Estado del conocimiento de los malacostráceos dulceacuicolas de Chile. *Gayana*, 70 (1): 40-49.
- Jellyman, P. G., & Harding, J. S. (2016). Disentangling the stream community impacts of *Didymosphenia geminata*: How are higher trophic levels affected? *Biological Invasions*, 18(12): 3419-3435.
- Kara, H. & Sahin, B. (2001). Epipellic and epilithic algae of Degirmendere River (Trabzon – Turkey). *Turkish Journal of Botany*, 25: 177-186.
- Kawecka, B. & Sanecki, J. (2003). *Didymosphenia geminata* in running waters of southern Poland – symptoms of change in water quality? *Hydrobiologia*, 495: 193-201.
- Kilroy, C. (2004). A new alien diatom, *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Schmidt: its biology, distribution, effects and potential risks for New Zealand fresh waters. NIWA, Client Report: CHC2004-128. Christchurch, New Zealand.
- Kilroy, C., Snelder, T. H., Floerl, O., Vieglais, C. & Dey, K. L. (2008). A rapid technique for assessing the suitability of areas for invasive species applied to New Zealand's rivers. *Diversity and Distributions*, 14: 262-272.
- Kilroy, C., Larned, S. T. & Biggs, B. J. F. (2009). The non-indigenous diatom *Didymosphenia geminata* alters benthic communities in New Zealand rivers. *Freshwater Biology*, 54: 1990-2002.
- Kilroy, C. & Bothwell, M. (2012). *Didymosphenia geminata* growth rates and bloom formation

- Macchi, P. J., Cussac, V. E., Alonso, M. F. & Denegri, M. A. (1999). Predation relationships between introduced salmonids and the native fish fauna in lakes and reservoirs in northern Patagonia. *Ecology of Freshwater Fish*, 8: 227-236.
- Medina-Vogel, G. & González-Lagos, M. A. (2008). Habitat use and diet of endangered southern river otter *Lontra provocax* in a predominantly palustrine wetland in Chile. *Wildlife Biology*, 14: 211-220.
- Montecino, V., Molina, X., Kumar, S., Castillo, M. L. & Bustamante, R. O. (2014). Niche dynamics and potential geographic distribution of *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt, an invasive freshwater diatom in Southern Chile. *Aquatic Invasions*, 9(4): 507-519.
- Morrone, J. J. & Lopretto, E. C. (1994). Distributional patterns of Freshwater Decapoda (Crustacea: Malacostraca) in South America: a panbiogeographic approach. *Journal of Biogeography*, 21: 97-109.
- Noga, T. (2003). Dispersion of *Didymosphaenia geminata* in the flowing waters of southern Poland – new sites of species occurrence in the Orawska watershed and the Orawska Basin. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 32: 159-170.
- Parra, C. A., Barria, E. M. & Jara, C. G. (2011). Behavioural variation and competitive status in three taxa of *Aegla* (Decapoda: Anomura: Aeglidae) from two-community settings in Southern Chile. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 45: 249-262.
- Quinn, G. & Keough, M. (2002). *Experimental design and data analysis for biologist*. UK. Cambridge University Press.
- Reid, B. & Torres, R. (2014). *Didymosphenia geminata* invasion in South America: ecosystem impacts and potential biogeochemical state change in Patagonian rivers. *Acta Oecologica*, 54: 101-109.
- Rudolph, E. H. (2002). Sobre la biología del Camarón de río *Samastacus spinifrons* (Philippi 1882) (Decapoda, Parastacidae). *Gayana*, 66 (2): 147-159.
- Sastre, A. V., Santinelli, N. H., Bauer, G. A., Ayesterán, M. G. & Uyua, N. M. (2013). First record of the invasive diatom *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Schmidt in a Patagonian Andean river of Argentina. *BiolInvasions Records*, 2: 11-17.
- Spúlveda, M. A., Valenzuela, A. E. J., Pozzi, C., Medina-Vogel, G. & Chehébar, C. (2015). *Lontra provocax*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T12305A21938042. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12305A21938042.en>.
- Spaulding, S. A. & Elwell, L. (2007). Increase in nuisance blooms and geographic expansion of the freshwater diatom *Didymosphenia geminata*. *U.S. Geological Survey Open-File Report 2007-1425*.
- Stevenson, R. J., Hill, B. H., Herlihy, A. T., Yuan, L. L. & Norton, S. B. (2008). Algal-P relationships, thresholds, and frequency distributions guide nutrient criterion development. *Journal of the North American Benthological Society*, 27: 783-799.
- Sundareshwar, P. V., Upadhyay, S., Abessa, M., Honomichl, S., Berdanier, B., Spaulding, S. A. & Trennepohl, A. (2011). *Didymosphenia geminata*: Algal blooms in oligotrophic streams and rivers. *Geophysical Research Letters*, 38(10): L10405. doi: 10.1029/2010GL046599.
- Taylor B. W. & Bothwell, M. L. (2014). The origin of invasive microorganisms matters for science, policy, and management: the case of *Didymosphenia geminata*. *BioScience*, 64 (6): 531-538.

Estructura de la taxocenosis de diatomeas y su relación con variables ambientales en tres cuencas de la provincia de San Luis (Argentina)

GRISELDA JORGELINA DARUICH¹, MARÍA ANGÉLICA GIL¹ Y LILIANA ELIZABETH MORENO²

¹Área de Biología. Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia. UNSL.

²Área de Zoología. Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia. UNSL.

E-mail: j.jorgelina@gmail.com

RESUMEN. La composición y distribución de las asociaciones de algas en ecosistemas lóticos son el resultado de condiciones en el medio ambiente y en particular pueden reflejar su estructura y funcionamiento. El objetivo de este trabajo fue estudiar la relación de la riqueza, abundancia y diversidad de las especies de diatomeas con las características ambientales en tres cuencas de la provincia de San Luis. Para ello se seleccionaron 14 sitios de muestreo en tres cuencas: en la cuenca del río Conlara siete sitios, otros tres en la cuenca del río Quinto y finalmente cuatro en la cuenca del Bebedero. En cada sitio de muestreo se registraron parámetros hidráulicos y fisicoquímicos. Se colectaron muestras epilíticas que fueron obtenidas por raspado de pequeñas rocas del fondo. La estructura de la comunidad estuvo caracterizada por el predominio de las diatomeas pennales que se destacaron tanto cualitativa como cuantitativamente. Las variaciones de parámetros fisicoquímicos influyeron en la composición específica de las taxocenosis y permitieron establecer dos grupos de especies: el primero constituido por *Nitzschia palea*, *Melosira varians*, *Navicula tripunctata* y *Halamphora veneta* que se vincularon a arroyos de mayor número de orden y mayor conductividad. Mientras que *Geissleria decussis*, *Epithemia sorex* y *Cymbella affinis* constituyeron el segundo grupo relacionado con mayor caudal y pH, en tanto que *Navicula radiosa* y *Rhopalodia gibba* estuvieron asociadas a la altitud y concentración del oxígeno disuelto, respectivamente. Una referencia florística confiable de diatomeas permite hacer diagnósticos fundamentados sobre el estado ecológico de los arroyos, así como para establecer programas de monitoreo en la provincia.

Palabras clave: Diatomeas, estructura, factores fisicoquímicos, ríos serranos.

ABSTRACT. The composition and distribution of algae associations in lotic ecosystems are the result of conditions in the environment and in particular may reflect their structure and functioning. The objective of this work was to study the relationship of the richness, abundance and diversity of the diatom assemblages with the environmental characteristics in three basins of the province of San Luis. Fourteen sampling sites were selected in three basins: seven sites in the Río de Conlara basin, three sites in the Río Quinto basin and finally four sites in the Bebedero basin. In each sampling site, hydraulic and physicochemical parameters were recorded. Epilithic samples were obtained by scraping small rocks from the bottom of the streams. The structure of the assemblages was characterized by pennate diatoms that prevailed qualitatively and quantitatively. The variations of physicochemical parameters influenced the specific composition of the assemblages and allowed to establish two groups of species: one constituted by *Nitzschia palea*, *Melosira varians*, *Navicula tripunctata* and *Halamphora veneta* that were associated to streams with highest order number and maximum conductivity values. *Geissleria decussis*, *Epithemia sorex* and *Cymbella affinis* constituted the second group related to highest discharge and pH values. *Navicula radiosa* and *Rhopalodia gibba* were related to altitude and dissolved oxygen concentration, respectively. A substantiated floristic reference of diatoms allows to make a trustworthy diagnosis on the ecological state of the analyzed streams, as well as to establish monitoring programs for the province.

Keywords: Diatoms, physicochemical factors, streams, structure.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la estructura y dinámica de las comunidades algales en ríos es complejo debido a la interacción entre variables geomorfológicas, hidrológicas y bióticas que operan en una escala de amplio rango e influyen en la dinámica trófica y ciclo de nutrientes (Galea *et al.*, 2012; Luque y Martínez de Fabricius, 2005; Rout y Gaur, 1994). En particular las taxocenosis de diatomeas son diversas y ocupan un amplio rango de hábitats en estos sistemas. La composición y distribución de las asociaciones de estas algas son el resultado de condiciones en el medio ambiente y en particular pueden reflejar la estructura y funcionamiento de los ecosistemas lóticos (Sabater *et al.*, 1988).

La disponibilidad de los recursos hídricos en los sistemas continentales es limitada y su calidad se ve afectada por distintas causas. El aumento de la población humana y los cambios en el uso de la tierra que ella promueve, constituyen uno de los principales factores que influyen en la biodiversidad a nivel global (Newbold *et al.*, 2015). Para monitorear los cambios ambientales, se opta por las diatomeas respecto a otros grupos porque tienen como ventaja que su colecta es fácil y rápida. La buena conservación de las muestras se debe a la cubierta de sílice —el frústulo— de elevada resistencia y cuyas características morfológicas son la base de la identificación de las especies. Sumado a la amplia distribución del grupo se dispone de una extensa información de las preferencias ecológicas de un considerable número de especies (López Fuerte y Siqueiros Beltrones, 2011). Es conocida la sensibilidad de estos organismos frente a los cambios de las condiciones ambientales por lo cual se los emplea habitualmente como referentes del estado ecológico del ambiente (Martínez de Fabricius, 2000). Los estudios realizados en San Luis, hasta el momento, se enfocaron en la taxocenosis de diatomeas y generaron información de base útil para abordar trabajos de evaluación ambiental (Daruich *et al.*, 2003, 2005; Daruich, 2007). El objetivo de este trabajo fue estudiar la relación entre la riqueza, abundancia y diversidad de la taxocenosis de diatomeas bentónicas con las características

ambientales en tres cuencas de la provincia de San Luis con impacto antrópico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

La región estudiada forma parte de las Sierras de San Luis que pertenecen al sistema de sierras pampásicas del centro-oeste de Argentina. La pendiente oriental favorece el desarrollo de una red hidrográfica de relativa importancia donde tienen sus nacientes las tres cuencas del centro de la provincia: del río Conlara, del río Quinto y del Bebedero (Ceci y Cruz Coronado, 1981). La cuenca del río Conlara nace en las sierras de los Comechingones, recorre 180 km, con pendiente hacia el norte en el valle del Conlara, su superficie es de 8800 km², entre el territorio de la provincia de San Luis y la provincia de Córdoba. La principal actividad es la ganadería de ciclo completo y agricultura de forraje, maíz, soja y papa (Iglesias *et al.*, 2015).

La cuenca del río Quinto con una superficie de 1500 km² limita al norte con la cuenca del Conlara. Su extensión es de aproximadamente 300 km. El río Quinto nace en la confluencia de los ríos El Trapiche y Grande, que forman el embalse La Florida. Es el recurso hídrico superficial más importante de la provincia. En los últimos años hubo un desarrollo creciente de la agricultura junto a la ganadería. Esta región concentra el 66 % de la agricultura de la provincia (Iglesias *et al.*, 2015). La cuenca del Bebedero está ubicada en la parte central de la provincia, recorre el territorio de la ciudad capital, ocupa un área de 5500 km², limitada al Este por la divisoria de aguas que la separa de la cuenca superior del río Quinto. Presenta cursos de agua de corto recorrido que se infiltran en los terrenos permeables de piedemonte y escurren de manera subterránea hacia el nivel de base: la laguna del Bebedero (Ceci y Cruz Coronado, 1981). Está formada por las subcuencas de los ríos Potrero y Volcán, ambas reguladas y con distinto grado de actividad antrópica, ya que atraviesan pueblos turísticos en continua expansión. En esta región, los sistemas de producción son predominantemente la ganadería de cría extensiva en monte, además de cultivos agrícolas extensivos con riego y de producción de grano, en especial maíz y soja

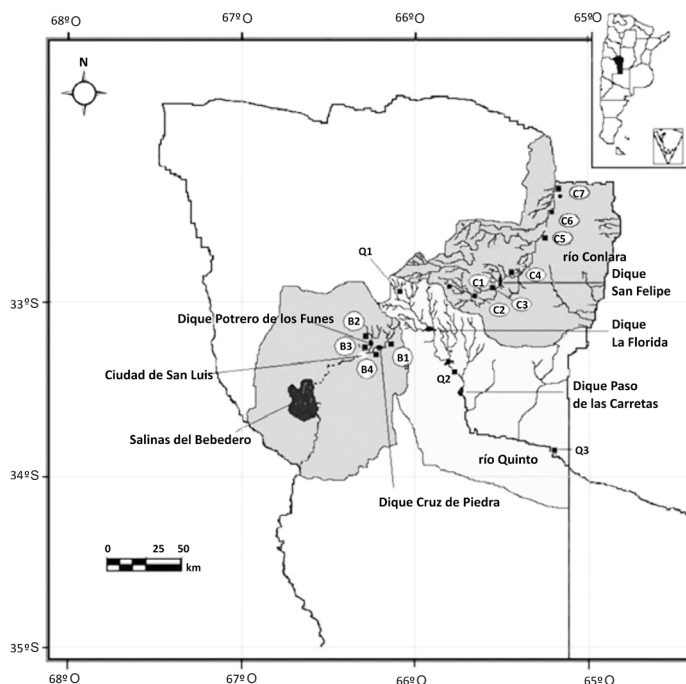


Figura 1. Área de Estudio y localización de los sitios de muestreo.

Figure 1. Study area and location of the sampling stations.

(Iglesias *et al.*, 2015).

Los sistemas fluviales presentan variaciones anuales, con sequías y crecidas directamente relacionadas con el régimen de precipitaciones. Las lluvias son de tipo estival y tienen lugar casi en su totalidad en el período octubre-marzo, con medias anuales entre 500 y 650 mm. El clima es templado seco; la zona en estudio posee características de semiaridez, por ello la conservación del recurso resulta de gran importancia tanto para los asentamientos humanos como para la flora y la fauna.

Para este estudio se seleccionaron 14 sitios de muestreo en tres cuencas de la provincia de San Luis (Figura 1): siete en la cuenca del río Conlara: C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7; tres en la Cuenca del río Quinto: Q1, Q2 y Q3 y cuatro en la cuenca del Bebedero (dos en el río Potrero: B1 y B4, y dos en el río Volcán: B2 y B3). Los centros urbanos de mayor densidad poblacional próximos a los sitios de muestreo son: Concarán (5.119 habitantes) y Santa Rosa del Conlara (10.461 habitantes) en los sitios C5 y C7 respectivamente; Villa Mercedes, de

111.321 habitantes en el sitio Q3; Potrero de los Funes y ciudad de San Luis, de 1.698 y 169.947 habitantes, respectivamente en los sitios B2 y B4 (INDEC, 2010).

En cada sitio se registraron parámetros hidráulicos del cauce: ancho y velocidad de corriente y se calculó el caudal. Los parámetros fisicoquímicos se midieron *in situ* con sensores portátiles: CONSORT modelo C532, el pH (exactitud $\pm 0,01$ pH), la conductividad (exactitud $\pm 1 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$) y la temperatura (exactitud $\pm 0,5$ °C) y el % de saturación de oxígeno (exactitud $\pm 0,01$ mg. L⁻¹) con CONSORT modelo Z921.

Muestreo de diatomeas

Las campañas de muestreo se llevaron a cabo en temporada de bajo y de alto caudal (febrero-marzo y agosto-septiembre de 2011, respectivamente). Las muestras se recolectaron al azar tomando pequeñas rocas del fondo y si el lecho se presentaba limoso arenoso, se procedió a extraer una alícuota del sedimento con un aspirador manual con 2 cm² de superficie

(Venrick, 1995).

En el laboratorio, cada una de las muestras fueron tratadas con agua oxigenada de 100 vol. a 80 °C para limpieza de las tecas silíceas (Battarbee, 1986). Los recuentos de las diatomeas se efectuaron con microscopio óptico con aumento de 400X mientras que la identificación se realizó con una magnificación de 1000X usando aceite de inmersión (Gómez *et al.*, 2009). Se contaron 200 valvas en cada muestra (Bate & Newall, 2002). Se empleó Naphrax® como medio de montaje en los preparados diatomológicos permanentes según las técnicas de Hasle & Fryxel (1970). Para la identificación de especies se utilizaron trabajos de Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b) y varios de flora diatomológica regional (Martínez de Fabricius y Corigliano, 1989; Martínez de Fabricius, 1996; Luque *et al.*, 1997; Martínez de Fabricius *et al.*, 2005; Daruich, 2007). Además, se consultó la base de datos registrada en el sitio web Algabase (Guiry & Guiry 2016).

Análisis de datos

Para cada sitio de muestreo se estimaron la abundancia relativa de cada especie, la riqueza específica y el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H').

Se determinó una longitud de gradiente alta, y bajo el supuesto de simetría, se optó por un CCA (Análisis de Correspondencia Canónica), construyéndose una matriz que contiene los descriptores ambientales y la abundancia de especies en cada uno de los sitios de muestreo. El análisis se realizó con PAST v.2.0 (Hammer *et al.*, 2001). Para reducir el efecto de la variación, la abundancia de los taxones se transformó con la raíz cuadrada, mientras que todos los datos ambientales, excepto el pH y el número de orden del río, se transformaron logarítmicamente para reducir la distribución sesgada (Leira & Sabater, 2005).

RESULTADOS

La información referida a las variables ambientales, fisicoquímicas e hidrológicas registradas en ambos periodos de muestreos para cada sitio no mostró diferencias

significativas por lo que los valores fueron promediados (Tabla 1).

Las diatomeas estuvieron representadas por un total de 66 especies agrupadas en 34 géneros de los cuales los más representativos fueron *Navicula*, *Nitzschia* y *Pinnularia*. A cada especie se les asignó el acrónimo correspondiente. Algunas especies se presentaron de manera abundante como *Diatoma vulgare* Bory, *Cymbella affinis* Kützing y *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère (UULN) mientras que otras como *Halamphora veneta* (Kützing) Levkovy *Pinnularia maior* (Kützing) Rabenhorst fueron raras.

El análisis de la diversidad evidenció similitudes en las nacientes de las tres cuencas y en las desembocaduras, siendo los sitios menos diversos C7 ($H'=1,64$) y Q3 ($H'=1,70$) (Figura 2). Los resultados revelaron que la riqueza de especies fue mayor en las nacientes, es decir en los tramos de orden inferior, y disminuyó hacia los tramos de orden superior, encontrándose la menor riqueza específica en los sitios C7 y Q3 (Figura 3).

El análisis de correspondencia canónico mostró un 54,43% de la variación explicada por la conductividad y el número de orden del arroyo y el 34,98 % de la variación se explica por el pH y el caudal (Figura 4). La conductividad y el número de orden del arroyo agruparon a las especies *Navicula tripunctata* (O.F.Müller) Bory (NTPT), *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith (NPAL) y *Melosira varians* C.Agardh (MVAR) mientras que el pH y el caudal a *Epithemia sorex* Kützing (ESOR), *Cymbella affinis* (CAFF) y *Diatoma vulgare* (DVUL). *Navicula radiosa* Kützing (NRAD) y *Rhopalodia gibba* (Ehrenberg) O. Müller (RGIB) estuvieron parcialmente relacionadas con la altitud y el oxígeno disuelto, respectivamente. La relación de las especies con las variables ambientales permitió establecer dos grupos de especies: a) especies de arroyos con mayor número de orden y mayores valores de conductividad: *N. palea*, *M. varians*, *N. tripunctata* y *Halamphora veneta* (HVEN) y b) especies asociadas a mayor caudal y pH como *Geissleria decussis* (Østrup) Lange-Bertalot & Metzeltin (GDEC), *E. sorex* y *C. affinis*.

DISCUSIÓN

La estructura de la taxocenosis de diatomeas

Tabla 1. Valores medios (\pm desviación estándar) de variables hidrológicas y fisicoquímicas de los sitios analizados en las tres cuencas de la provincia de San Luis.

Sitio	Ubicación	Número orden	Caudal ($m^3 s^{-1}$)	Altitud (msnm)	Temperatura ($^{\circ}C$)	pH	Oxígeno disuelto ($mg l^{-1}$)	Conductividad ($\mu S cm^{-1}$)
C1 (Arroyo Luluara)	32° 46' S 65° 50' O	1°	0,82 \pm 0,5	1160	15,25 \pm 6,40	8,07 \pm 0,7	10,98 \pm 0,4	267,2 \pm 21,5
C2 (Paso Grande)	32° 53' S 65° 38' O	3°	1,17 \pm 0,9	957	17,12 \pm 4,97	7,76 \pm 0,5	10,67 \pm 0,4	308,5 \pm 25,2
C3 (anterior Dique San Felipe)	32° 54' S 65° 31' O	4°	1,21 \pm 0,7	863	20,87 \pm 6,86	7,48 \pm 0,8	9,27 \pm 1,0	346,0 \pm 41,9
C4 (posterior Dique San Felipe)	32° 47' S 65° 25' O	4°	0,79 \pm 0,3	798	15,90 \pm 7,52	7,5 \pm 0,6	9,40 \pm 1,6	421,0 \pm 62,6
C5 (Concarán)	32° 33' S 65° 15' O	4°	0,22 \pm 0,1	662	16,95 \pm 7,00	7,23 \pm 0,3	8,94 \pm 1,2	1984,7 \pm 343,6
C6 (Ojo de río)	32° 26' S 65° 14' O	4°	0,38 \pm 0,3	613	19,70 \pm 5,61	6,94 \pm 0,8	9,42 \pm 1,8	2372,5 \pm 342,4
C7 (Santa Rosa del Conlara)	32° 20' S 65° 13' O	4°	0,66 \pm 0,6	575	14,80 \pm 6,01	6,63 \pm 0,6	8,01 \pm 1,7	1864,2 \pm 96,5
B1 (La Estrechura)	33° 14' S 66° 12' O	2°	0,23 \pm 0,1	992	17,4 \pm 2,2	8,12 \pm 0,4	12,73 \pm 2,4	447,2 \pm 332,1
B2 (Cuchi Corral)	33° 17' S 66° 15' O	3°	0,14 \pm 0,15	799	16,3 \pm 4,9	8,07 \pm 0,1	8,50 \pm 2,3	131,7 \pm 31,6
B3 (Los Molles)	33° 12' S 66° 14' O	2°	0,19 \pm 0,1	1000	15,2 \pm 4,1	7,62 \pm 0,4	6,88 \pm 1,0	380,7 \pm 88,9
B4 (Las Chacras)	33° 14' S 66° 14' O	3°	0,18 \pm 0,07	903	17,3 \pm 2,12	7,32 \pm 0,2	7,30 \pm 0,99	972,5 \pm 219,9
Q1 La Carolina	32° 48' S 66° 58' O	4°	0,52 \pm 0,2	1700	12,75 \pm 4,03	8,15 \pm 0,4	8,92 \pm 0,30	188,5 \pm 21,6
Q2 Saladillo	33° 14' S 65° 54' O	4°	1,37 \pm 0,6	613	13,00 \pm 3,65	8,19 \pm 0,5	8,55 \pm 0,50	196,0 \pm 20,2
Q3 Villa Sales	33° 50' S 65° 14' O	6°	0,45 \pm 0,2	429	11,25 \pm 2,22	7,62 \pm 0,4	5,75 \pm 0,49	3394,2 \pm 380,8

estuvo caracterizada por las diatomeas pennales que se destacaron tanto cualitativamente como cuantitativamente coincidiendo con lo registrado en otros ríos serranos de San Luis (Darulich, 2007) y Córdoba (Luque y Martínez de Fabricius, 2000, 2003, 2005). Si bien la diatomea céntrica *M. varians* es conocida por su hábito bentónico, solo resultó dominante en Los Molles (sitio B3). Este punto de muestreo forma parte de la subcuenca del río Potrero regulada por el embalse Potrero de los Funes que presenta señales de eutrofización (Almeida *et al.*, 2007)

debido al creciente desarrollo turístico de la zona. *Melosira varians* ha sido caracterizada como colonizadora primaria estableciendo importantes colonias en un entorno donde existen condiciones de bajo caudal y con acumulación de materia orgánica (en Argentina: Seeligmann *et al.*, 2001 y Mengo, 2017, en Colombia: Martínez, 2003). La diversidad específica no es estrictamente una medida de impacto en los ríos, pero es una herramienta valiosa para medir la estabilidad de un ecosistema y cuantificar los efectos que las

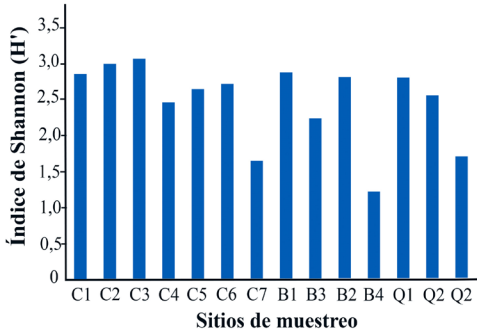


Figura 2. Valores promedio del Índice de diversidad (H') de las diatomeas registradas en cada sitio de muestreo de las tres cuencas de la provincia de San Luis.

Figure 2. Diversity index (H') mean values of the diatoms recorded at each sampling station from the three basins of San Luis province.

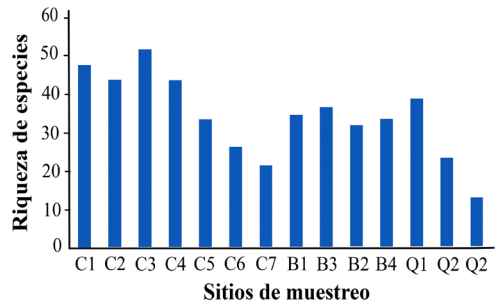


Figura 3. Valores promedio del número de especies de diatomeas registradas en cada uno de los sitios de muestreo de las tres cuencas de la provincia de San Luis.

Figure 3. Mean species number of the diatoms recorded at each sampling station from the three basins of San Luis province.

perturbaciones podrían tener en los sistemas naturales. En coincidencia con Mora-Navarro *et al.* (2004) se registraron valores mayores de diversidad y riqueza en los sitios más alejados de asentamientos urbanos donde las condiciones naturales posibilitan la presencia de mayor cantidad/diversidad de microhábitats que proporcionan protección a los efectos de deriva. La diversidad presentó los valores menores en

sitios asociados a ambientes alterados. Durante los muestreos se observaron perturbaciones, aunque sin cuantificar, como remoción de áridos, depósito de residuos domiciliarios en las márgenes y desecación de tramos de arroyos. La baja diversidad y riqueza en Villa Sales (sitio Q3) están en coincidencia con resultados obtenidos por Vallania *et al.* (2000) que mediante macroinvertebrados bentónicos,

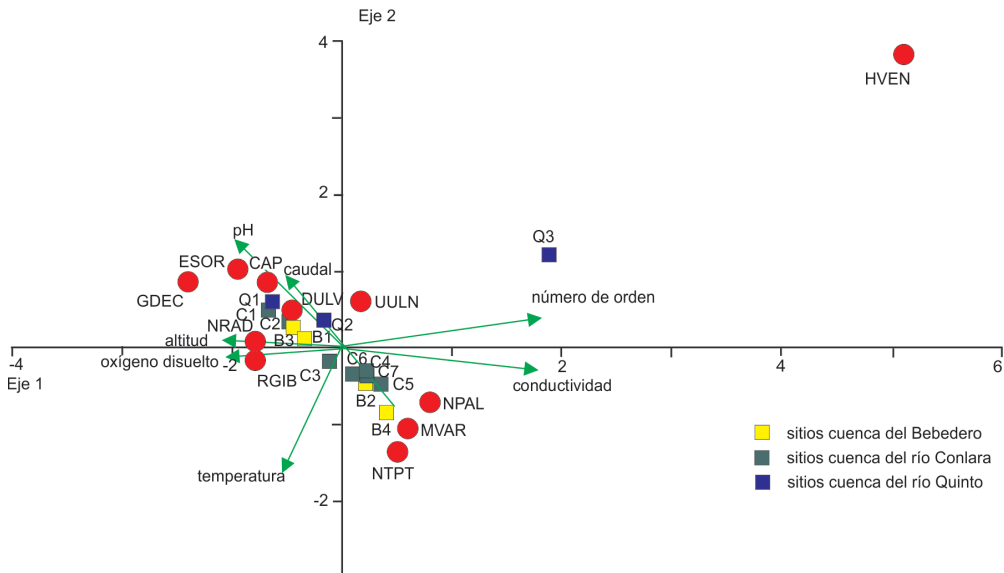


Figura 4. Ordenamiento obtenido con el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) que muestra la distribución de las diatomeas en función de variables ambientales de los arroyos estudiados en las tres cuencas de San Luis.

Figure 4. Results of the canonical correspondence analysis (CCA) showing the diatom distribution related to environmental variables at the selected streams from the three basins of San Luis province.

evidenciaron un grave deterioro de la calidad biológica estimada con el Índice Biótico del Carcarañá (I.B.C.) y con el ensamble de peces empleado por Garelis y Bistoni (2010), en ambos casos atribuido al vertido de efluentes cloacales e industriales.

Las variaciones de los factores fisicoquímicos influyeron en la composición específica de la taxocenosis de diatomeas y permitieron establecer dos grupos de especies. El primero conformado por *N. palea*, *M. varians*, *N. tripunctata* y *H. veneta* se asoció a arroyos de mayor número de orden y mayor conductividad, sugiriendo que estas especies están adaptadas por su metabolismo a estas condiciones o bien tienen la capacidad de tolerar considerables niveles de conductividad. Este factor puede además estar afectado por contaminación, movimiento del agua y la morfología e hidrología del cuerpo del agua que también determinan la estructura de la taxocenosis (Huszar *et al.*, 1998). *Nitzschia palea* ha sido relacionada con ambientes polisapróbicos o hipereutrofizados y capaz de vivir en ambientes someros sometidos a la desecación (Lobo *et al.*, 1996; Sabater *et al.*, 1988; Salomoni *et al.*, 2006; Sosa *et al.*, 2011). En Argentina, Hassan (2004) y Gómez y Licursi (2001) señalaron que *H. veneta* y *N. tripunctata* se relacionan a ambientes con alto contenido de materia orgánica. El segundo grupo constituido por *G. decussis*, *E. sorex* y *C. affinis* se asoció a mayor caudal y pH. La dominancia de *C. affinis* en aguas con elevado pH se ha observado en otros estudios realizados para la provincia de San Luis (Darwich, 2007). El aumento de caudal favoreció la presencia de *E. sorex*, pudiendo adherirse también al sedimento y no sólo a la vegetación presente (Tiffany, 2011). *Ulnaria ulna*, a pesar de ser una especie reófila, tuvo también una destacada presencia en sistemas con baja velocidad de corriente, por lo que su registro responde a un amplio intervalo de condiciones ambientales (Sala, 1996; Salomoni *et al.*, 2006; Sosa *et al.*, 2011). *R. gibba* y *N. radiosa* se destacaron en los sitios de mayor altitud, alejados de los asentamientos urbanos y de difícil acceso. A *R. gibba* es común encontrarla adherida a macrófitas sumergidas en aguas claras donde hay una buena disponibilidad de oxígeno (Cano, 2008), aunque también puede

ser bentónica (Tiffany, 2011). Cabe destacar que el género *Navicula* es extremadamente común y que difícilmente pueda tomarse una muestra de epipelón sin encontrarlo (Round *et al.*, 1990). Coincidentemente con esto, en los ambientes de altura de la Argentina, ha sido el género más frecuente y representado por el mayor número de especies, con una amplia distribución geográfica incluyendo a *N. radiosa* (Seeligmann y Maidana, 2013).

Puede concluirse que el conocimiento de las taxocenosis de diatomeas registradas en los sistemas lóticos analizados provee información acerca de características relevantes de diferentes tramos de cada una de las cuencas estudiadas y permite sentar bases para monitoreos biológicos en la provincia de San Luis.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por el Proyecto 2-3514 "Biota Asociada a los Humedales del centro oeste de Argentina" de la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia de la Universidad Nacional de San Luis. Las autoras de este trabajo agradecen a los revisores por sus oportunas sugerencias y al Profesor Martín Gonzalo Zapico por su asesoramiento estadístico. Asimismo, desean reconocer el aporte de las Dras. Susana Tripole y Patricia Garelis (in memoriam), por sentar las bases para la realización del presente trabajo.

REFERENCIAS

- Almeida, C., Quintar, S. González, P. & Mallea, M. (2007). Influence of urbanization and tourist activities on the water quality of the Potrero de los Funes River (San Luis - Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 133: 459-465.
- Bate, N. & Newall, P. (2002). Techniques for the use of diatoms in water quality assessment: How many valves? In: John, J. (Ed.). *Proceedings of the 15th International Diatom Symposium* (pp. 153-160). Liechtenstein: A.R.G. Gantner Verlag.

- Battarbee, R. W. (1986).** Diatom analysis. In: Berglund, B. E. (Ed.). *Handbook of Holocene Palaeoecology and palaeohydrology* (pp. 527-570). Chichester: John Wiley and Sons.
- Cano, M. G. (2008).** *Fitoperifiton de un lago somero y su relación con los estados de biequilibrio*. Tesis doctoral N° 1033. Universidad Nacional de La Plata.
- Ceci, J. H. & Cruz Coronado, M. D. (1981).** Recursos Hídricos Subterráneos. En: Yrigoyen, M. (Ed.). *Geología y Recursos Minerales de la Provincia de San Luis*. Relatorio VIII Congreso Geológico Argentino: 301-322.
- Daruich, J. (2007).** *Composición y Distribución de las Bacillariophyceae de la cuenca del río Nogolí, San Luis, Argentina*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de San Luis.
- Daruich, J., Nievas, C. M. & Martínez de Fabricius, A. L. (2003).** Variación en la composición de Diatomeas de la Cuenca del río Nogolí (San Luis, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 38 (Supl.): 150.
- Daruich, J., Martínez de Fabricius, A. L. & Ulacco, J.H. (2005).** Epilithic algae from Nogoli River (San Luis, Province). *Biocell*, 29: 360.
- Galea, M., J., Álvarez, S. B. Bazán, G. I. & Martínez de Fabricius, A. L. (2012).** Monitoreo inicial de la ficoflora en Villa Vieja, Río Colorado (Dpto. Puelén, La Pampa, Argentina). *Biología Acuática*, 27: 135-140.
- Garelis, P. A. & Bistoni, M. de los A. (2010).** Ictiofauna de la cuenca endorreica del río Quinto (San Luis, Argentina). *Natura Neotropicalis*, 41(1-2): 19-30.
- Gómez, N. & Licursi, M. (2001).** The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 173-181.
- Gómez, N., Donato, C. J., Giorgi, A., Guasch, H., Matero, P. y Sabater, S. (2009).** La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. En: Elosegui, A. y Sabater, S. (Eds.). *Conceptos y técnicas de ecología fluvial* (pp. 219-238). Bilbao: Fundación BBVA.
- Guiry, M. D. & Guiry, G. M. (2016).** *Algae Base*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Recuperado en: <http://www.algaebase.org>. (5-09-2019).
- Hammer, O., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001).** PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4 (1): 1-9.
- Hasle, G. R. & Fryxel, A. (1970).** Diatoms; cleaning and mounting for light and electron microscopy. *Transactions of the American Microscopical Society*, 89: 469-474.
- Hassan, G. S., Espinosa, M. A. e Isla, F. I. (2004).** Distribución de diatomeas en el estuario del río Quequén Grande (Buenos Aires, Argentina). *Actas II Reunión Binacional de Ecología (Argentina Chile) Ecología en tiempos de cambios*, Mendoza: 422.
- Huszar, V. L. M., Silva, L. H. S., Domingos, P., Marinho, M. & Melo, S. (1998).** Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. *Hydrobiologia*, 369/370: 59-71.
- Iglesias, D., Manazza, F., Belgrano Rawson, A. y Guerri, E. (2015).** Márgenes brutos de los principales productos agropecuarios de la provincia de San Luis. *Boletín Económico Redes de Economía Agropecuaria de La Pampa y San Luis*. Villa Mercedes: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- INDEC. (2010).** *Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda*. Recuperado en: <http://www.indec.gob.ar>. (fecha de acceso: 20-9-2019).
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986).** Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 2/1 (pp 1-876). Stuttgart, New York: Gustav Fischer Verlag.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1988).** Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 2/2 (pp. 1-596). Jena: VEB Gustav Fischer Verlag.

- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991a). Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds). *Süsswasserflora von Mitteleuropa*, 2/3 (pp 1-576). Stuttgart, Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991b). Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema, Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1-4. In: Ettl, H., Gärtner, G., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds). *Süsswasserflora von Mitteleuropa*, 2/4 (pp. 1-437). Stuttgart, Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Leira, L. & Sabater, S. (2005). Diatom assemblages distribution in Catalan rivers NE Spain in relation to chemical and geographical factors. *Water Research*, 39: 73-82.
- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., Oliveira, M. A., Salomoni, S. E., Schuler, S. & Asai, K. (1996). Pollution Tolerant Diatoms from Lotic Systems in the Jacuí Basin, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Botânica*, 47: 45-72.
- López Fuerte, F. O. & Siqueiros Beltrones, D.A. (2011). Diatomeas como indicadores de la calidad ecológica de los oasis de Baja California Sur, México. *CONABIO. Biodiversitas*, 99: 8-1.
- Luque, M. E., Gari, E. N. y Martínez de Fabricius, A. L. (1997). Fitoplancton y fitobentos de la cuenca superior del río Chocancharava (ex Cuarto) (Córdoba, Argentina). *Revista UNRC*, 17(1): 49-67.
- Luque, M. E. y Martínez de Fabricius, A. L. (2000). Ficoflora fitoplanctónica y epilítica del río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 35(1-2): 21-32.
- Luque, M. E. y Martínez de Fabricius, A. L. (2003). Distribución temporal del fitoplancton y epilíton en el río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Limnetica*, 22 (3-4): 19-34.
- Luque, M. E. y Martínez de Fabricius, A. L. (2005). Algas fitoplanctónicas del Río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina) y su relación con los factores ambientales. *Lilloa*, 42(1-2): 69-79.
- Martínez, L. F. (2003). Efectos del caudal sobre la colonización de algas en un río de alta montaña tropical (Boyacá, Colombia). *Caldasia*, 25(2): 337-354.
- Martínez de Fabricius, A. L. (1996). Bacillariophyceae del río Cuarto. Provincia de Córdoba, Argentina. Tesis Doctoral N° 673, Universidad Nacional de La Plata.
- Martínez de Fabricius, A. L. (2000). Las algas, indicadores de la calidad del agua. *Interciencia, UNRC*, Río Cuarto, 4(4): 1-4.
- Martínez de Fabricius, A. L. y Corigliano, M. C. (1989). Composición y distribución de comunidades algales en el río Ctlamochita (Córdoba, Argentina). *Revista UNRC*, 9:5-13.
- Martínez de Fabricius, A. L., Luque, M. E. & Boccolini, M. (2005). Diatomeas planctónicas de cursos de agua: Cuenca del Río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Boletín Sociedad Argentina Botánica*, 40 (3-4): 183-198.
- Mengo, L. (2017). Composición taxonómica y riqueza de diatomeasen el Río Suquia, Córdoba (Argentina). *Revista Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 4:55-62.
- Mora-Navarro M. R., Vázquez-García J. A. y Vargas-Rodríguez Y. L. (2004). Ordenación de comunidades de fitoplancton en el lago de Chapala, Jalisco-Michoacán, México. *Hidrobiológica*, 14 (2): 91-103.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Dominic Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S. & Echeverria-Londoño, S. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520: 45-50.
- Round, F. E., M. Crawford & Mann, D. G. (1990). The diatoms. *Biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rout. J. & Gaur, J.P. (1994). Composition and dynamics of epilithic algae in a forest stream at Shillong (India). *Hydrobiologia*, 291: 61-74.

- Sabater, S., Sabater, F. & Armengol, J. (1988). Comunidades de diatomeas en localidades altamente contaminadas del río Ter (Cataluña, NE España). *Limnetica*, 3:103-109.
- Sala, S. E. (1996). Flora diatomológica del embalse Paso de las Piedras (Argentina) I: Fam. Diatomaceae, Fam. Achnantaceae y Fam. Eunotiaceae (O. Pennales). *Darwiniana*, 34(1-4): 251-266.
- Salomoni, S. E., Rocha, O., Callegaro, V. L. & Lobo, E. A. (2006). Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravati River, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, 559: 233-246.
- Seeligmann, C., Tracanna, B. C., Martínez de Marco, S. y Isasmendi, S. (2001). Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la calidad del agua de sistemas lóticos en el noroeste argentino. *Limnetica*, 20(1): 123-133.
- Seeligmann, C. y Maidana, N. 2013. ¿Existen especies de Navicula (Bacillariophyta) exclusivas de ambientes de alta montaña en Argentina? *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. 48 (3-4): 421-433. 2013
- Tiffany, M. A. (2011). Epizoic and epiphytic diatoms. In: Seckbach, J. & Kociolek, P. (Eds.). *The Diatom World* (pp. 195-209). Dordrecht: Springer.
- Vallania, E. A., Garelis, P. A. y Gil, M. A. (2000). Valoración de la calidad del agua por métodos biológicos en zonas semiáridas (San Luis). *Actas XVIII Congreso Nacional del Agua*, Santiago del Estero: 243-244.
- Venrick, E. L. (1995). Muestreo y submuestreo de fitoplancton marino y dulceacuícola. En: Alveal, K., Ferrario, M. E., Oliveira, E. C. y Sar, E. (Eds.). *Manual de métodos ficológicos* (pp. 200-210). Concepción, Chile: Editorial Universitaria.

Spatial and temporal dynamics of the mesozooplankton (Crustacea: Cladocera, Copepoda and Decapoda) in a Pampean shallow hyposaline lake during drought conditions

MARÍA BELÉN ALFONSO¹, CARLA ALEJANDRA BALEANI¹, MARÍA CLARA MENÉNDEZ¹, FERNANDA FORNERÓN² AND MARÍA CINTIA PICCOLO^{1,3}

¹Instituto Argentino de Oceanografía, Centro Científico y Tecnológico Bahía Blanca (CONICET-UNS). Florida 8000, Bahía Blanca (8000), Buenos Aires, Argentina.

²Instituto de Formación Docente Continua. Colón y Sargento Cabral S/N. 8361. Luis Beltrán, e Instituto de Formación Docente Continua. Av. Berutti 1150, Río Colorado (8138), Río Negro, Argentina.

³Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur. 12 de octubre y San Juan, 1198, Bahía Blanca (8000), Buenos Aires, Argentina.

E-mail: mbalfonso@iado-conicet.gob.ar

RESUMEN. La laguna Sauce Grande, un lago poco profundo, eutrófico e hiposalino, se estudió mediante muestreos mensuales entre diciembre de 2009 a noviembre de 2010. La sequía que afectó a la región desde 2009 y durante todo el período de estudio interrumpió la entrada regular del río y la salida al Océano Atlántico. La laguna presentó un aumento de los valores de salinidad y condiciones altamente turbias como resultado de las condiciones de sequía y de la resuspensión de sedimento por efecto del viento. Los cladóceros pequeños como *Moina micrura* y el copépodo *Boeckella poopoensis* dominaron la comunidad del mesozooplankton. La salinidad determinó la composición del mesozooplankton; mientras tanto, la dinámica de la abundancia estuvo determinada por la temperatura junto con las condiciones eutróficas durante el período de estudio. En un contexto global de cambio climático, y en una región donde la sequía y los ciclos húmedos son frecuentes, estos resultados contribuyen a comprender aún más los procesos que afectan la estructura y dinámica de la comunidad de zooplankton durante eventos climáticos extremos.

Palabras clave: Laguna Sauce Grande, mesozooplankton, salinidad, sequía.

ABSTRACT. The Sauce Grande Lake, a shallow, eutrophic, and hyposaline lake, was studied through monthly samplings during a year (December 2009- November 2010). The drought that affected the region since 2009 and during the entire study period interrupted the regular inflow from the river and outflow to the Atlantic Ocean. The lake presented an increase of salinity values and highly turbid conditions as a result of the drought conditions and wind resuspension. Small cladocerans such as *Moina micrura* and the copepod *Boeckella poopoensis* dominated the mesozooplankton community. The salinity determined the mesozooplankton composition; meanwhile, the abundance dynamic was ruled by temperature in conjunction with the eutrophic conditions during the study period. In a global context of climate change, and in a region where drought and wet cycles are frequent, these results further contribute to understanding the processes affecting the zooplankton community structure and dynamics during extreme climate events.

Keywords: Drought, mesozooplankton, salinity, Sauce Grande Lake.

INTRODUCTION

Shallow lakes are the most abundant lake types in the global landscape (Downing *et al.*, 2006). Lakes in the Pampas, a broad and fertile plain in Argentina, are mostly polymictic and present high nutrient levels, ranging from eutrophic to highly hypertrophic (Quirós & Drago, 1999). The Pampa Plain is the most highly developed agricultural region in Argentina, which contributes even more to the eutrophication process of the area (Quirós *et al.*, 2002). The occurrence of long periods of droughts and floods characterizes the region, and affects water availability, the productivity of agricultural systems, and other human activities (Aliaga *et al.*, 2017).

Plankton is an essential indicator of the structure and function of lake ecosystems and their ecological status (Jeppesen *et al.*, 2011). The copepods (cyclopoids and calanoids) and cladocerans dominate the mesozooplankton fraction (200-2000 μm) in the Pampas shallow lakes (Chaparro *et al.*, 2011; Diovisalvi *et al.*, 2015). The cyclopoid *Acanthocyclops robustus* (Sars, 1863) and the calanoid *Notodiaptomus incompositus* Brian, 1925 have significant occurrence (Menu Marque, 2000). Cladocera is represented by genera such as *Bosmina*, *Ceriodaphnia*, *Daphnia*, *Diaphanosoma*, *Moina* and members of Chydoridae. Cladocerans are particularly abundant at places or periods with low planktivore fish abundance (Diovisalvi *et al.*, 2015; Sosnovsky *et al.*, 2010), as well as in lakes densely colonized by submerged macrophytes (Ardohain, 2008). The predation by fish and invertebrates in conjunction with physicochemical variables can interactively affect the dynamic and structure of the mesozooplankton. Mainly, salinity changes the composition of plankton community (Jeppesen *et al.*, 2015). The species richness of zooplankton decreases with increasing salinity (Bruce *et al.*, 2009) and thereby, the trophic interactions in lakes is modified (Alfonso *et al.*, 2017; Bruce *et al.*, 2009; Jeppesen *et al.*, 2007a). In hyposaline waters, the predominant taxa are halotolerant freshwater forms, and species richness and composition are highly correlated with salinity (Jensen *et al.*, 2010). At

high salinities, the zooplankton communities are often dominated by small-bodied such as small cladocerans (e.g., *Bosmina* and *Ceriodaphnia*) and rotifers, which are less efficient phytoplankton controllers (Bruce *et al.*, 2009; Jeppesen *et al.*, 2007b). Meanwhile, salt intolerant large-bodied cladocerans such as *Daphnia* are restricted (Frey, 1993), except for some species such as *D. spinulata* Birabén, 1917 which tolerate changes in salt concentration (Echaniz *et al.*, 2009) and can be found in oligohaline and mesohaline environments (Hoffmeyer, 2004). Despite the well-known impact of salinity determining community structure, studies have indicated that other physicochemical variables of saline lakes could play a critical role controlling the zooplankton community (Williams, 1998). Other factors, such as habitat permanence, water management, incorporation of freshwater input (enriched by nutrients related to anthropogenic use) and trophic interactions alter the structure of aquatic communities in saline lakes (Alfonso *et al.*, 2017; Echaniz *et al.*, 2009; Larson & Belovsky, 2013; Stenger-Kovács *et al.*, 2014). Zooplankton species richness increases with nutrient enrichment in saline lakes, demonstrating the importance of nutrient supply (Larson & Belovsky, 2013). Furthermore, the depth of a shallow lake can be subject to extreme fluctuations resulting from climatic variability. Water-level variation emerges such as a decisive hydrology factor; mainly in shallow lakes located in wetlands particularly sensitive to a quick change in depth and water input (Leira & Cantonati, 2008). Therefore, the water level fluctuations may have a significant effect on the ecology, functioning, and management of shallow lakes. On the other hand, anthropogenic factors like water use may actively modify the amplitude of water level fluctuations with impact on the ecological status of the lake (Del Ponti *et al.*, 2015). Numerous investigations highlight the importance of the lake's depth for shifts between submerged macrophytes and turbid states in shallow lakes (Scheffer & van Nes, 2007). Nutrient concentrations (nitrogen and phosphorus) vary with water levels (Nöges *et al.*, 2003) and increase during drought periods (Tan & Beklioglu, 2005). The significant contact of water with sediments

related to low water level and prolonged water residence may enhance the nutrient internal release (Romo *et al.*, 2005). According to the IPCC (2007), climate change is likely to increase the risk of droughts and floods. For this reason, the knowledge about climate variability impact and the consequential flood and drought periods affecting water level, physicochemical parameters, and zooplankton community is crucial to assess the shift magnitude in the forthcoming environmental conditions.

We expect that the composition and the spatial and temporal dynamic of the mesozooplankton will reflect extreme conditions (water level diminution, salinity and eutrophication increase) during extraordinary drought events at Sauce Grande Lake. The results could be useful for establishing a baseline to future monitoring and water management decisions of the lake.

MATERIAL AND METHODS

Study site

The Sauce Grande shallow lake ($38^{\circ}57' S$, $61^{\circ}24'$

W) is located at SE of Buenos Aires Province, Argentina (Figure 1). It is a natural water body with a surface area of 21.55 km² and a maximum depth of 3 m (Fornerón *et al.*, 2010b). This lake is polymictic, rich in dissolved oxygen, turbid, and eutrophic (Ferrer *et al.*, 2012; Fornerón *et al.*, 2010a). The lake has an affluent, the Sauce Grande River, and a connection with the Atlantic Ocean. During the drought of 2008-2009 (Fornerón, 2010a), the high evaporation rate and the water use for irrigation generated the loss of both connections, and the lake evolved from a drainage lake to an isolated lake. It is a prolonged depression, with low shoreline and smooth slope, and colonized by reeds. The presence of the planktivorous fish *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835) is frequent (Remes Lenicov & Colautti, 2003). The climate of the region is temperate, with mild winters and warm summers. The mean annual temperature ranges between 14 and 20 °C (Aliaga *et al.*, 2016). Wet and dry cycles characterize the region. Total annual precipitation ranges from 500 to 650 mm (Aliaga *et al.*, 2016).

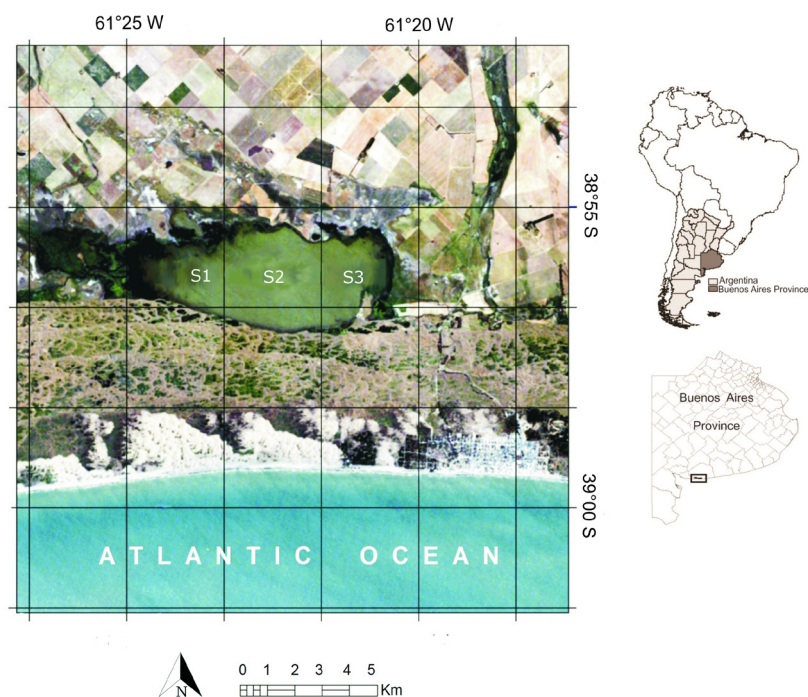


Figure 1. Location of the Sauce Grande Lake and of sampling stations (S1, S2, S3).

Figura 1. Ubicación geográfica de la laguna Sauce Grande y de las estaciones de muestreo (S1, S2, S3).

Environmental variables

Monthly samplings were carried out from December 2009 to November 2010, including the four seasons: summer (December 2009 to February 2010), autumn (March 2010 to May 2010), winter (June 2010 to August 2010), and spring (September 2010 to November 2010). Three sites were sampled across the central axis of the lake: (S1) near the inflow of the Sauce Grande River (S2) at the deepest zone of the lake and (S3) near the river outflow into the sea (Figura 1). Water temperature, conductivity, turbidity, dissolved oxygen (DO), and pH were measured in situ using a multi-sensor Horiba U-10. Also, the concentration of chlorophyll *a* (Chl *a*), suspended particulate matter (SPM), particulate organic matter (POM) and dissolved inorganic nutrients (soluble reactive phosphorus, nitrate, and nitrite) were obtained from surface water samples. The chlorophyll *a* was extracted with acetone 90% and measured spectrophotometrically according to the method described in APHA (2005). Soluble reactive phosphorus (SRP) and total dissolved phosphorus (TDP) were determined by the ascorbic acid method. The last fraction was digested with acidic persulphate (APHA, 2005). Nitrate and nitrite were measured by Cd reduction, followed by diazotization (APHA, 2005). SPM was determined from water samples filtrated through pre-combusted Whatman™ GF/F. POM was determined, according to Strickland & Parsons (1968). Water transparency was estimated with a Secchi disk (SDD). The trophic state indices were calculated considering Carlson equations (Carson, 1977) for Chl *a* concentration ($\mu\text{g/L}$) and SDD measurements in meters.

Plankton sampling and analysis

Mesozooplankton samples were collected at each site using a 200 μm net with a flow meter General Oceanics®. A previous study showed that this is a polymictic lake (Fornerón, 2016), so, as the entire column is mixed, the net was horizontally towed at the upper layer for 5 minutes at 2 m/s, considering it as representative of the entire water column. The

collected material was immediately preserved in a buffered solution of 4% formaldehyde. All samples were examined under a Nikon SMZ 1500 stereoscopic microscope and a Nikon Eclipse 80i microscope (100 x) for specimen identification (Bayly, 1992; Einsle, 1996, among others). The quantitative analysis was carried out in a 5 mL Bogorov chamber. The number of aliquots was estimated according to Cassie (1971). Copepod individuals were separately counted (nauplii, copepodites and adults).

Statistical analysis between limnological variables and mesozooplankton

The non-parametric analysis of variance (Kruskal-Wallis) was computed to test for significant differences in the limnological variables and mesozooplankton abundances between the sampling sites. Spearman's rank correlation coefficient (*r*) was used to estimate the relationship between limnological variables and mesozooplankton abundance. A detrended correspondence analysis (DCA) showed a linear response to the biological data; then, an RDA was performed to analyze which of the estimated environmental variables were responsible for the variation in the plankton community. Collinear variables, as defined by an inflation factor >4 (TerBraak, 1988), were removed from the analysis. Zooplankton data were not transformed so as not to down-weight abundant species. The significance of canonical axes was determined using Monte Carlo randomization with 9999 permutations under the reduced model. P values < 0.05 were considered statistically significant. Variables that did not contribute to the model at this significance level were removed. The analysis was performed with InfoStat® free version for students (Balzarini *et al.*, 2016) and CANOCO software version 4.53 (Licence number 5741).

RESULTS

Environmental variables

During the entire study period, the lake was under severe drought. Both the water flow from the river through the lake and the connection with the Atlantic Ocean were interrupted.

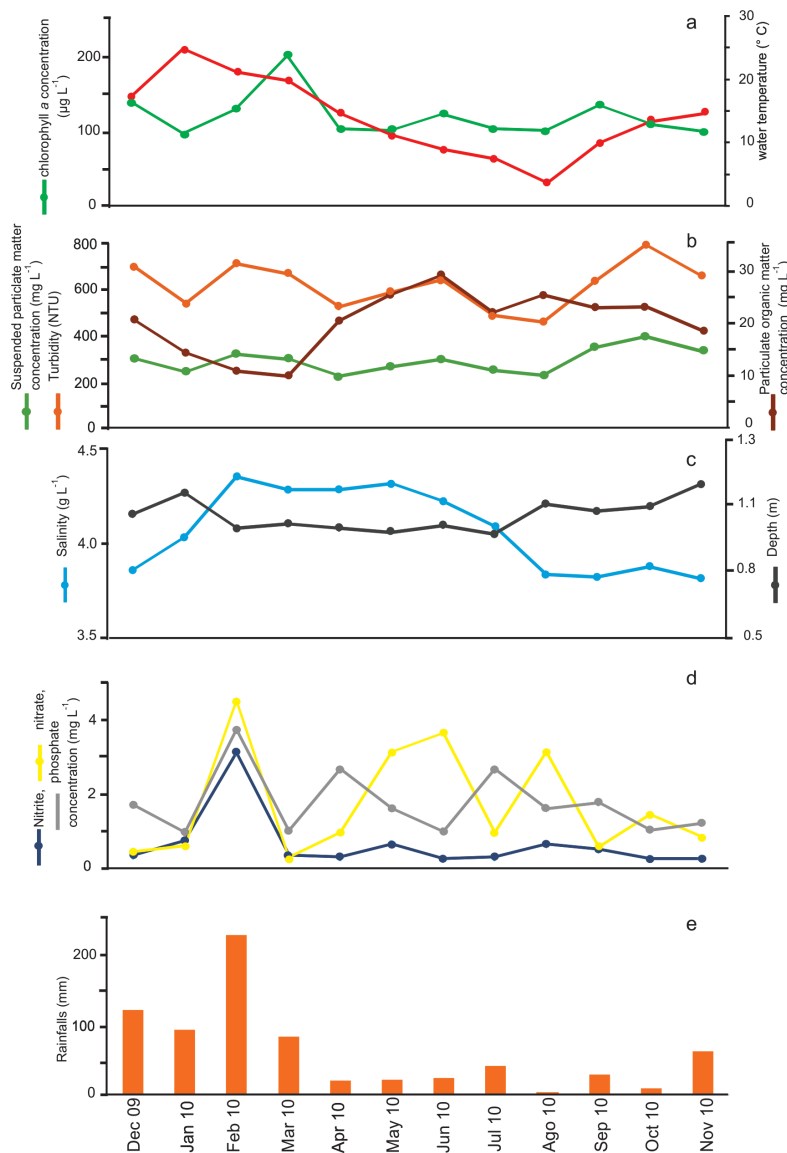


Figure 2. Temporal variation of the monthly mean values of: **a.** Chl *a* and water temperature, **b.** suspended particulate matter (SPM), particulate organic matter (POM) and turbidity, **c.** depth and salinity, **d.** nitrates, nitrites and phosphates and **e.** precipitation in the Sauce Grande Lake during the study period.

Figura 2. Variación temporal de: **a.** Clorofila *a* y temperatura del agua, **b.** materia particulada en suspensión (SPM), materia orgánica particulada (POM) y turbidez, **c.** profundidad y salinidad, **d.** nitratos, nitritos, fosfatos y **e.** precipitaciones en la laguna Sauce Grande durante el período de estudio.

Historically, it has a maximum depth of near 3 m; nevertheless, the lake did not exceed the 1.2 m depth during the study period. Physicochemical variables did not show significant differences between sampling sites except for depth ($p < 0.001$) and POM ($p < 0.05$). The annual mean water temperature was 14.4°C

and presented a clear seasonal pattern, ranging from 4.1°C (August) to 25.3°C (January) (Figure 2a). Mean, minimum, and maximum values and standard deviation of the limnological variables are given in Table 1. DO concentrations were high during the entire study period, with a mean value of 9.8 mg/L (Table 1). Chl *a* values

Table 1. Mean values with standard deviation (SD) and minimum (min) and maximum (max) values of limnological variables recorded at Sauce Grande Lake during the study period.**Tabla 1.** Valores medios con desviación estándar (SD) y valores mínimos y máximos de variables limnológicas registradas en la laguna Sauce Grande durante el período de estudio.

	mean	SD	min	max
Water temperature (°C)	14.45	6.14	4.13	25.33
pH	8.98	0.14	8.75	9.14
Depth (m)	1.07	0.07	0.98	1.21
Salinity (g/L)	4.06	0.21	3.81	4.34
Chl <i>a</i> (µg/L)	120.79	29.45	97.37	201.50
Dissolved oxygen (mg/L)	9.84	1.67	7.37	12.38
Turbidity	621.22	100.20	461.80	796.80
Secchi disk (m)	0.25	0.03	0.17	0.30
Suspended particulate matter (mg/L)	294.0	53.4	226.0	400.0
Particulate organic matter (mg/L)	20.18	5.90	9.81	29.06
Nitrites (µmol/L)	0.63	0.80	0.24	3.11
Nitrates (µmol/L)	1.69	1.47	0.27	4.50
Phosphates (µmol/L)	1.74	0.86	0.95	3.72
Trophic state indices (chlorophyll <i>a</i>)	86.41	2.07	84.52	91.65
Trophic state indices (secchi disk)	79.93	2.18	77.48	85.75

were also high, with a mean value of 120.8 µg/L, with the maximum concentration in March and the lowest in January (Table 1, Figure 2a). The pH was always alkaline. Transparency was low, with a mean SDD value of 25 cm related to high SPM and POM values (Table 1). The SPM presented the highest value in spring and the lowest one in autumn (Table 1, Figure 2b). Mean POM was 20.2 mg C/L, with maximum values in winter and minimum in autumn (Table 1, Figure 2b). Depth was low and oscillated between 1 and 1.2 m (Figure 2c). During February, March, and May in S3, the lake presented minimum depths and maximum in November in S2.

Salinity mean value was 4 g/L, classifying this lake as hyposaline according to Hammer (1986). Nutrient concentrations were high (Table 1) during all the study period but did not present a clear temporal pattern (Figure 2d). Precipitation was minimum in August (3 mm) and maximum in February (225 mm). Wind speed's minimum values were registered in summer (5 km/h) and maximum in spring (24 km/h). According to Carlson's TSI indexes, the lake is eutrophic (Table 1). TSIchl varied between 84.5 (January 2010) and 91.65 (March 2010). TSIsd varied between 77.5 (January 2010) and 85.75 (March 2010). The Spearman's correlation analysis

showed that water temperature was positively correlated with precipitation ($p < 0.01$) and negatively with DO ($p < 0.001$), pH ($p < 0.05$), POM ($p < 0.001$) and phosphate concentration ($p < 0.05$). Also, turbidity was positively correlated with wind speed ($p < 0.01$). SDD also showed a significant negative correlation with Chl *a* ($p < 0.001$). Salinity was negatively correlated with depth ($p < 0.01$).

Mesozooplankton composition and spatiotemporal dynamics

Eight taxa distributed in four orders: Anomopoda, Calanoida, Cyclopoida, and Decapoda represent the mesozooplankton community. Mesozooplankton abundances showed significant differences between months but not significant between sampling points ($p > 0.7$).

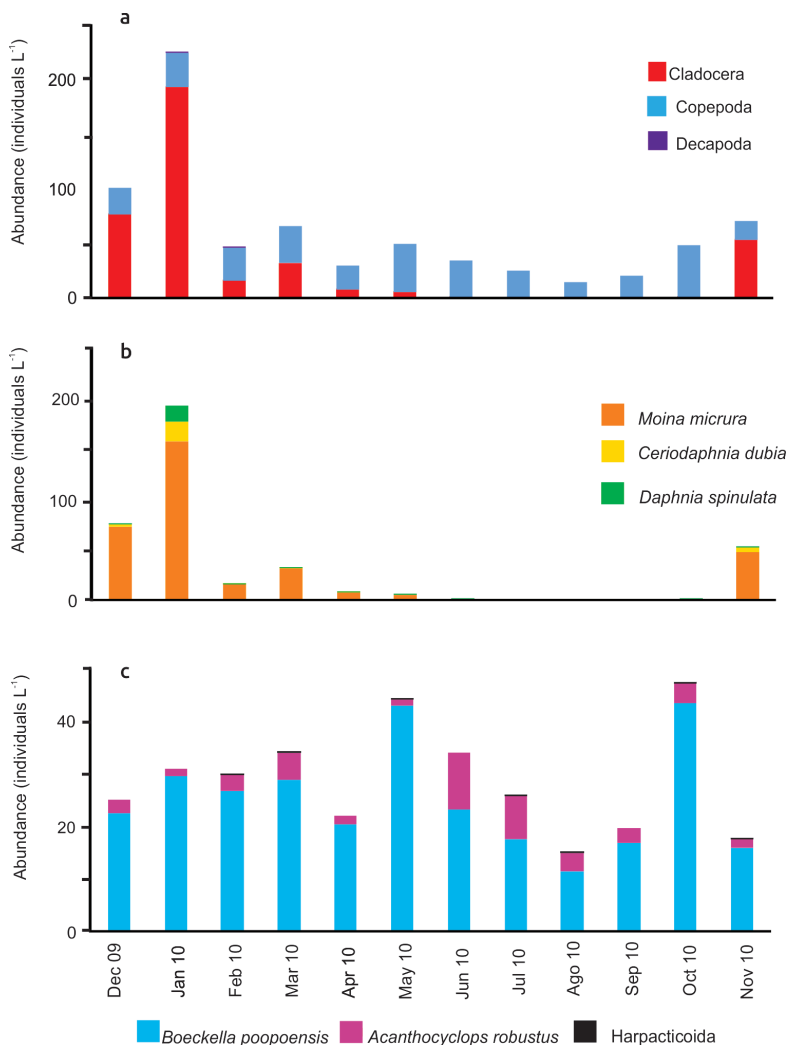


Figure 3. Mean mesozooplankton abundance recorded in Sauce Grande lake during the study period: **a.** Copepoda, Cladocera, and Decapoda monthly abundance, **b.** Cladocera species monthly abundance and **c.** Copepoda species monthly abundance.

Figura 3. Abundancia media del mesozooplankton registrada en la laguna Sauce Grande durante el período de estudio: **a.** Abundancia mensual de Copepoda, Cladocera y Decapoda, **b.** Abundancia mensual de las especies de Cladocera y **c.** Abundancia mensual de las especies de Copepoda.

Cladocerans predominate in the warmer period (December 2009, January 2010 and November 2010), while cyclopoids and calanoids were consistent all year, especially in cold months, when cladocerans were barely present (Figure 3a). Total species richness was similar during the study period, fluctuating between five species in January and April, and seven species in May, October, and November when low salinity values were also registered (Figure 4).

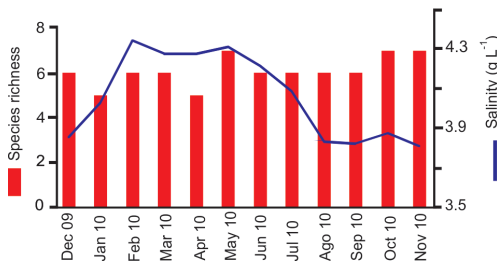


Figure 4. The temporal variation of total species richness and salinity concentration during the study period in the Sauce Grande Lake.

Figura 4. Variación temporal de la riqueza total de especies y de la salinidad durante el período de estudio en la laguna Sauce Grande.

In contrast, mesozooplankton abundance was slightly variable (15.5 – 225 ind/L). The lowest value was recorded in winter (August 2010), while the highest one in summer (January 2010) (Figure 3a). Four species of cladocerans were present, which represented 52.9% of the total mesozooplankton abundance. *Moina micrura* Kurz, 1874 was the most abundant taxon (Figure 3b), representing 46% of the total density. The highest abundance of this species was recorded in January (158.5 ind/L), whereas the minimum in September (< 1 ind/L). It is essential to mention that individuals of *M. micrura* with ephippia structures were observed during all the months the species was recorded. The cladoceran *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894 represented 4.7% of the total mesozooplankton abundance with values ranged from under 1 ind/L (July) to 20.2 ind/L (January). *Daphnia spinulata* represented only 2.2% of the total mesozooplankton abundance, and it was always

presented with low number (< 1 ind/L). *Leydigia louisii* Jenkin, 1934 represented only 0.1% of the total mesozooplankton abundance and its density ranged between 0 and 0.5 ind/L (Figure 3b).

Copepods (adults, copepodites, and nauplii) represented 47.1% of the total mesozooplankton abundance. *Boeckella poopensis* Marsh, 1906 (Figure 3c) was the most representative (40.6%), with densities ranging between 11.47 (August) and 43.4 ind/L (October) (Figure 3c). The cyclopoid *A. robustus* (Figure 3c) (6.4%) showed a maximum of 10.9 ind/L in June and a minimum of 1.33 ind/L in May (Figure 3c). Harpacticoids represented only 0.05% of total mesozooplankton abundance, with values minor than 1 ind/L. Their presence was intermittent during the study period (Figure 3c). Finally, Decapoda individuals were represented by Caridea postlarval individuals and were only observed in summer and with low number (January and February, < 1 ind/L).

Relationship between mesozooplankton and environmental variables

Cladocerans and carideans presented a strong seasonality. *Moina micrura*, *C. dubia*, *D. spinulata* and Caridea were positively correlated with temperature ($p < 0.01$, $p < 0.05$, $p < 0.05$, respectively) meanwhile *L. louisii* was negatively correlated ($p < 0.05$). Also, *M. micrura* was positively correlated with precipitation ($p < 0.01$) and negatively with POM ($p < 0.05$). *L. louisii* was negatively correlated with salinity ($p < 0.05$). Decapoda presented a negative correlation with pH ($p < 0.05$). Copepods did not present correlation with the evaluated environmental variables.

The first two axes of the RDA explained the 74.4% of total variance ($p = 0.025$). The ordination of the sampling dates along the first axis (45.2%; $p = 0.03$) was associated with temperature ($p = 0.05$) and pH ($p = 0.04$), and in the second axis (29.2%; $p = 0.048$) with salinity ($p = 0.05$), nitrate ($p = 0.05$), phosphate (0.04), turbidity ($p = 0.04$), and depth ($p = 0.03$) (Figure 5). Cladocerans were associated with high-temperature values; meanwhile, Harpacticoida and Decapoda were associated with low depth

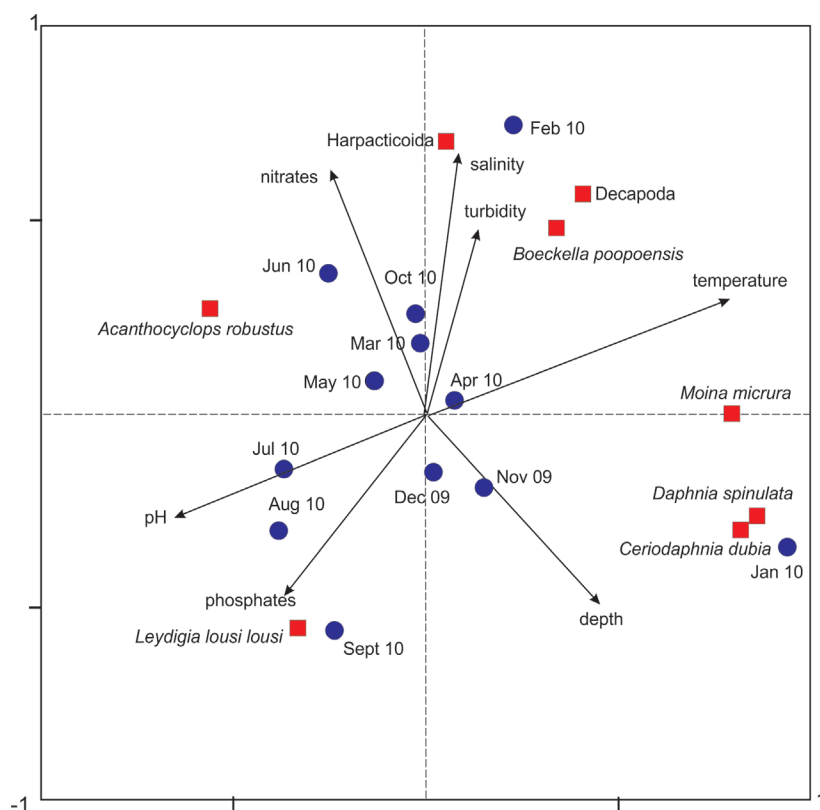


Figure 5. Result of Redundancy analysis (RDA) (first and second axis) based on mesozooplankton abundance and main environmental variables measured during the study period.

Figura 5. Resultado del análisis de Redundancia (RDA) (primer y segundo eje) basado en las abundancias del mesozooplankton y las principales variables ambientales registradas durante el período de estudio.

and high values of salinity, turbidity and nitrate concentration. *Acanthocyclops robustus* presented the abundance peaks in autumn and winter samples. Finally, spring samples were characterized by the presence of *L. lousi lousi*, with low salinity conditions, and high pH and phosphate values (Figure 5).

DISCUSSION

Shallow lakes are particularly vulnerable to drought conditions due to their large surface: volume ratio (Jeppesen *et al.*, 2009). Drought and wet cycles produce concentration and dilution processes in the pampean lakes because of the changes in precipitation and evaporation rates (Aliaga *et al.*, 2016). A salinity increase was observed in the lake respect to previous studies that reported the lake as a

subsaline system with 2 m of depth (Remes Lenicov y Colautti, 2003). It is well known that this kind of drastic reduction in water level produces a concentration of the substances in the lake, which has a high impact on the physicochemical conditions and consequently, in the plankton community (Beklioglu *et al.*, 2007; Jeppesen *et al.*, 2015). Also, like other lakes in the region, Sauce Grande presented highly turbid conditions (Diovisalvi *et al.*, 2010; Echaniz *et al.*, 2008, 2009). Because of its shallow depth, the wind action produces the resuspension of sediments in the water column (Margalef, 1983). The high Chl *a* values found during this study were coherent with the phytoplankton abundance values found in the lake (Ferrer *et al.*, 2012). This also evidences the high productivity and eutrophic conditions of the lake during the entire study period.

The mesozooplankton community of the Sauce Grande Lake presented a typical species association from hyposaline lakes of the Pampas (Echaniz *et al.*, 2008; Vignatti *et al.*, 2007). It was characterized by the presence of small cladocerans as *M. micrura* and *C. dubia* (Petrusek *et al.*, 2004), and the halophile copepod *B. poopoensis*. The large cladoceran *D. spinulata* considered typical of cold-mesohaline waters of Argentina (Olivier, 1962) and the small Chydoridae, *L. louisii* were also found. The latter was only cited for Hinojales and Nahuel Rucá Lakes in the Pampas (González Sagrario & Ferrero, 2013) and Patagonian region (Santa Cruz province) (Kotov, 2003). Studies in the Afro-tropical area (Kenya) and the Neotropical Region in Guatemala and Central Mexican highlands (Elías-Gutiérrez *et al.*, 2006, Kotov, 2003) also mention this species, evidencing a significant range of climatic conditions. Among copepods, the halotolerant *B. poopoensis* is a common species of saline lakes (5 - 90 g/L), and it is frequent in hyposaline lakes such as Sauce Grande but at higher abundances (Echaniz *et al.*, 2009; Vignatti *et al.*, 2012). The cyclopoid *A. robustus* is an omnivorous species characteristic of eutrophic systems (Caramujo & Boavida, 1999, Lacroix & Lescher-Moutoué, 1991) such as Sauce Grande Lake. Finally, Caridea postlarval individuals were also present but only at the highest salinities during January and February and at low number. Caridea is a diverse and significant ecological group that evolved in the sea and invaded brackish coastal, estuarine, and limnetic habitats (Augusto *et al.*, 2007; Freire *et al.*, 2003). Freshwater-inhabiting shows physiological characteristics that may indicate their recent evolutionary history in this habitat. In particular, tolerance to high salinities, dependence on saline water for larval development, and reproductive migrations towards the sea (Bauer & Delahoussaye, 2008), possibly explain their presence at maximum salinity values during the study period. In a previous study in Sauce Grande Lake, Remes Lenicov & Colautti (2003) described the zooplanktonic community with dominance of small cladocerans (*Bosmina* sp.). Also, the presence of *Alona* sp. and *C. dubia* were recorded. With respect to copepods, the study

also cited the presence of *A. robustus* but in conjunction with *Notodiaptomus incompositus* (Brian, 1925), a calanoid commonly cited in the Pampean Region for subsaline and permanent lakes (Pilati, 1997). The increases in salinity values observed during the present study could explain the replacement of *N. incompositus* by the halotolerant calanoid *B. poopoensis* and the modifications in cladoceran composition.

The mesozooplankton abundances registered here were lower than other saline lakes (Arora & Mehra, 2009; Del Ponti *et al.*, 2015; Echaniz *et al.*, 2009, 2012). Particularly, the abundances of *C. dubia* and *A. robustus* were lower compared with the results obtained by Remes Lenicov & Colautti (2003) in the same lake. The zooplankton richness was low and similar to that reported in other hyposaline lakes (Arora & Mehra, 2009, Del Ponti *et al.*, 2015, Echaniz *et al.*, 2012). The species richness decreased in the months with highest salinity values, as expected. Increased salinity causes osmotic stress accompanied by high mortality or lower reproduction and growth rates (Jeppesen *et al.*, 2007a), and may also promote Cyanobacteria blooms (Sellner *et al.*, 1988). These conditions can induce a state shift to turbid water period (Jeppesen *et al.*, 2007b) and a significant reduction of the resilience of the lake ecosystem. Salinity, in conjunction with high temperature and pH conditions and low dissolved nitrogen concentrations, can stimulate the appearance of cyanobacterial blooms, as it is frequently reported for lakes undergoing severe droughts (Paerl & Huisman, 2009; Unrein *et al.*, 2010). Ferrer *et al.* (2012) recorded the presence of potential toxic cyanobacteria bloom producers such as species of *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanocapsa* and *Microcystis* in the lake for the same period.

Shallow lakes biota is usually highly diverse due to a more extensive littoral zone (Wetzel, 1999). Nevertheless, the reduction of the lake area by drought conditions could lead to a decrease of the different habitat choices and refuge for mesozooplankton, possibly promoting a detrimental decline in species richness (Rocha Sousa *et al.*, 2013). In the Sauce Grande Lake, the reduction in the basin size, water depth, and the salinity increase by the drought conditions are probably responsible

for the comparatively low species richness and abundance of mesozooplankton with respect to other pampean eutrophic lakes (Chaparro *et al.*, 2011). The individuals of *M. micrura* with ephippia structures recorded during the entire study period also indicate the adverse conditions that this lake presented during the drought period.

The predominance of small size taxa characterizes the zooplankton community when planktivores fishes such as *Odontesthes bonariensis* dominate the pelagic fish assemblages (Iglesias *et al.*, 2011). The grazing pressure of silverside populations is high because during the larval and juvenile stages the diet consists mainly of large planktonic cladocerans and secondarily of adult copepods (calanoids and cyclopoids) (Grosman & González Castelain 1996; Grosman *et al.*, 2002). Consequently, the predominance of median and small zooplankters with low filtration efficiency is related to a turbid state period (Echaniz & Vignatti, 2010; Jeppesen *et al.*, 2007a, b) frequently established in the lake. Although the fish community was not studied here, this is like the results found in this lake, for both 2003 and 2010, with a mesozooplankton community dominated by small size cladocerans and low transparency values during all the study period. *Daphnia spinulata* is the only large cladoceran recorded in this study but only with low density during spring and summer indicating an enhanced fish predation pressure (Jeppesen *et al.*, 1999). These results coincide with those reported for other shallow lakes of the region (e.g., Echaniz & Vignatti, 2010; Diovisalvi *et al.*, 2015).

In conclusion, the mesozooplankton composition in the Sauce Grande Lake during an extreme drought event was determined by salinity conditions; meanwhile, the abundance dynamic was ruled by temperature in conjunction with the prevailing eutrophic conditions during the study period. In a global scenario of climate change where an increase of extreme events is expected, and for a region where drought and wet cycles are frequent, these results contribute to the understanding of some processes affecting the zooplankton community during extreme drought events. Increased salinity

generated by extreme drought events could change the trophic structure of shallow lakes, reducing the lake ecosystem resilience.

ACKNOWLEDGMENTS

We kindly thank to C. Marinone and S. Menu-Marque (Universidad de Buenos Aires) for their valuable help with the mesozooplankton identification, and to Rosemary Scoffield for the English grammar corrections. Grants from ANPCyT, Universidad Nacional del Sur (PGI 24/G059), PIO CONICET-UNS 2016-2017, and the Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) CRN3038 (under US NSF Award GEO-1128040) provide partial support for the studies dealing with the article.

REFERENCES

- Alfonso, M. B., Zunino, J. & Piccolo M. C. (2017). Impact of water input on plankton temporal dynamics from a managed shallow saline lake. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 53: 391-400. <https://doi.org/10.1051/limn/2017023>
- Aliaga, V., Ferrelli, F., Alberdi Algorañaz, E. D., Bohn, V. Y. & Piccolo, M. C. (2016). Distribución y variabilidad de la precipitación en la región pampeana argentina. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 42: 261-280. <http://dx.doi.org/10.18172/cig.2867>
- Aliaga, V. S., Ferrelli, F., & Piccolo, M. C. (2017). Regionalization of climate over the Argentine Pampas. *International Journal of Climatology*, 37:1237-1247. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.5079>
- American Public Health Association APHA. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edition. Washington, D.C.
- Ardohain, D. M. (2008). *Respuesta del zooplancton en su estructura y dinámica a factores clave en una laguna arrea (pcia. de Buenos Aires)*. Tesis Doctoral N° 961. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional La Plata. 272 pp.

- Arora, J. & Mehra, N. K. (2009). Seasonal dynamics of zooplankton in a shallow eutrophic, man-made hypersaline lake in Delhi (India): role of environmental factors. *Hydrobiologia*, 626: 27-40.
- Augusto, A., Greene, L. J., Laure, H. J., & McNamara, J. C. (2007). The ontogeny of isosmotic intracellular regulation in the diadromous, freshwater palaemonid shrimps, *Macrobrachium amazonicum* and *M. olfersi* (Decapoda). *Journal of Crustacean Biology*, 27: 626-634. <https://doi.org/10.1651/S-2796.1>
- Balzarini, M. G., Di Rienzo, J., Tablada, M., Gonzalez, L. A., Bruno, C., Córdoba, M., Robledo, W. y Casanoves, F. (2016). *Estadística y biometría: ilustraciones del uso de InfoStat en problemas de agronomía*. Buenos Aires: Editorial Brujas.
- Bauer, R. T. & Delahoussaye, J. (2008). Life history migrations of the amphidromous river shrimp *Macrobrachium ohione* from a continental large river system. *Journal of Crustacean Biology*, 28: 622-632. <https://doi.org/10.1651/08-2977.1>
- Bayly, I.A.E. 1992. Fusion of the Genera *Boeckella* and *Pseudoboeckella* (Copepoda) and revision of their species from South America and sub-Antarctic islands. *Revista Chilena de Historia Natural*, 65: 17-63.
- Beklioglu, M., Romo, S., Kagalou, I., Quintana, X. & Bécares, E. (2007). State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 584: 317-326. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0577-x>
- Brucet, S., Boix, D., Gascón, S., Sala, J., Quintana, X. D., Badosa, A. & Jeppesen, E. (2009). Species richness of crustacean zooplankton and trophic structure of brackish lagoons in contrasting climate zones: north temperate Denmark and Mediterranean Catalonia (Spain). *Ecography*, 32: 692-702. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05823.x>
- Cassie, R. (1971). Sampling and statistics. In: Edmonson, W. T. & Winberg, G. G. (Eds.). *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. (pp. 174-209). Blackwell, Oxford: ISP Handbook 17.
- Caramujo, M. J. & Boavida, M. J. (1999). Characteristics of the reproductive cycles and development times of *Copidodiaptomus numidicus* (Copepoda: Calanoida) and *Acanthocyclops robustus* (Copepoda: Cyclopoida). *Journal of Plankton Research*, 21: 1765-1778. <https://doi.org/10.1093/plankt/21.9.1765>
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22: 361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Chaparro, G., Marinone, M. C., Lombardo, R. J., Schiaffino, M. R., de Souza Guimarães, A. & O'Farrell, I. (2011). Zooplankton succession during extraordinary drought-flood cycles: a case study in a South American floodplain lake. *Limnologica*, 41: 371-381. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.04.003>
- Del Ponti, O. D., Cabrera, G. C., Vignatti, A. M., & Echaniz, S. A. (2015). Dynamics of the limnological parameters and zooplankton of La Brava, a shallow lake of the Atuel-Salado-Chadileuvú-Curacó rivers system (La Pampa, Argentina). *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 3: 193-199. <https://doi.org/10.12691/aees-3-6-5>
- Diovisalvi, N., Berasain, G., Unrein, F., Colautti, D., Fermani, P., Llamas, M. E. & Bustingorry, J. (2010). Chascomús: structure and functioning of a pampean turbid lake (Chascomús: estructura y funcionamiento de una laguna pampeana turbia). *Ecología Austral*, 20: 115-127.
- Diovisalvi, N., Salcedo Echeverry, G. E., Lagomarsino, L. & Zagarese, H. E. (2015). Seasonal patterns and responses to an extreme climate event of rotifers community in a shallow eutrophic Pampean lake. *Hydrobiologia*, 752: 125-137. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1909-2>
- Downing, J. A., Prairie, Y. T., Cole, J. J., Duarte, C. M., Tranvik, L. J., Striegl, R. G. & Middelburg, J. J. (2006). The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 51: 2388-2397. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.5.2388>
- Echaniz, S. A., Vignatti, A. M. & Bunino, P. C. (2008). El zooplancton de un lago somero hipereutrófico

- de la región central de Argentina: cambios después de una década. *Biota Neotropica*, 8: 63-71. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032008000400005>
- Echaniz, S., Vignatti, A. & Cabrera, G. (2009). Características limnológicas de una laguna turbia orgánica de la provincia de La Pampa y variación estacional del zooplancton. *Biología Acuática*, 26: 71-82.
- Echaniz, S. A. & Vignatti, A. M. (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: 133-141. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000300014>
- Echaniz, S. A., Vignatti, A. M., Cabrera, G. C., & Paggi, S. B. J. D. (2012). Zooplankton richness, abundance and biomass of two hypertrophic shallow lakes with different salinity in central Argentina. *Biota Neotropica*, 12: 41-48. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032012000200005>
- Einsle, U. (1996). Copepoda: Cyclopoida: genera *Cyclops*, *Megacyclops*, *Acanthocyclops*. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. Amsterdam, SPB Academic Publishing
- Elías-Gutierrez, M., Kotov, A. A. & Garfias-Espejo, T. (2006). Cladocera (Crustacea: Ctenopoda, Anomopoda) from southern Mexico, Belize and northern Guatemala, with some biogeographical notes. *Zootaxa*, 1119: 1-27.
- Ferrer, N. C., Cony, N. L., Fornerón, C. F. & Piccolo, M. C. (2012). Caracterización del fitoplancton y estado trófico de la laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina) en otoño de 2010. *Biología Acuática*, 27: 129-141.
- Fornerón, C. F. (2016). *Hidrografía de la laguna Sauce Grande (provincia de Buenos Aires) en época de sequía*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur, 219 pp.
- Fornerón, C. F., Piccolo, M. C. & Carbone, M. E. (2010a). Análisis morfométrico de la laguna Sauce Grande (Argentina). *Revista Huellas*, 14: 11-30.
- Fornerón, C. F., Piccolo, M. C., Cony, N. L. & Ferrer, N. C. (2010b). Hidrografía de la laguna Sauce Grande durante el otoño de 2010 (Provincia de Buenos Aires). *Contribuciones Científicas Sociedad Argentina de Estudios Geográficos (GAEA)*, 22: 197-206
- Freire, C. A., Cavassin, F., Rodrigues, E. N., Torres, A. H. & McNamara, J. C. (2003). Adaptive patterns of osmotic and ionic regulation, and the invasion of fresh water by the palaemonid shrimps. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, 136: 771-778. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2003.08.007>
- Frey, D. G. (1993). The penetration of cladocerans into saline waters. *Hydrobiologia*, 267: 233-248. <https://doi.org/10.1007/BF00018805>
- González Sagrario, M. A. & Ferrero, L. (2013). The trophic role of *Cyphocharax voga* (Hensel 1869) according to foraging area and diet analysis in turbid shallow lakes. *Fundamental Applied of Limnology*, 183: 75-88. <http://dx.doi.org/10.1127/1863-9135/2013/0385>
- Grosman, F y González Castelain, J. (1996). Experiencias de alimentación y crecimiento con alevines de pejerrey (*Odonthestes bonariensis*) dirigidas a optimizar la siembra. *Revista Ictiología*, 4: 5-10.
- Grosman, F, Sanzano, P y Agueria, D. (2002). Aspectos bioecológicos del pejerrey *Odonthestes bonariensis* de la laguna de Monte. *Revista del Museo Argentino Ciencias Naturales nueva serie*, 4: 13-23.
- Hammer, U. T. (1986). *Saline Lake Ecosystems of the World*. Dordrecht: Springer.
- Hoffmeyer, M. S. (2004). Decadal change in zooplankton seasonal succession in the Bahía Blanca estuary, Argentina, following introduction of two zooplankton species. *Journal of Plankton Research*, 26: 181-189. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbh023>
- Iglesias, C., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Lacerot, G., Clemente, J. M., Scasso, F., Kruk, C., Goyenola, G., García-Alonso, J., Amsinck, S. L., Paggi, J. C., José de Paggi, S. & Jeppesen, E. (2011). High

predation is of key importance for dominance of small-bodied zooplankton in warm shallow lakes: evidence from lakes, fish enclosures and surface sediments. *Hydrobiologia*, 667: 133–147. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-011-0645-0>

- Jensen, E., Brucet, S., Meerhoff, M., Nathansen, L. & Jeppesen, E. (2010). Community structure and diel migration of zooplankton in shallow brackish lakes: role of salinity and predators. *Hydrobiologia*, 646: 215–229. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-010-0172-4>
- Jeppesen, E., Jensen, J. P., Søndergaard, M. & Lauridsen, T. (1999). Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia*, 408: 217–231. <https://doi.org/10.1023/A:1017071600486>
- Jeppesen, E. M., Søndergaard, A. R., Pedersen, K., Jürgens, A., Strzelczak, T. L., Lauridsen, N. & Johansson, L. S. (2007a). Salinity Induced Regime Shift in Shallow Brackish Lagoons. *Ecosystems*, 10: 47–57. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9007-6>
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B. A., Hansen, R. S., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Lauridsen, T. L., Mazzeo, N. & Branco, C. W. C. (2007b). Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia*, 581: 269–285. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0507-3>
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K. M., Andersen, H. E. & Olesen, J. E. (2009). Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality*, 38: 1930–1941. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0113>
- Jeppesen, E., Nöges, P., Davidson, T. A., Haberman, J., Nöges, T., Blank, K. & Johansson, L. S. (2011). Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676: 279–297. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0831-0>
- Jeppesen, E., Brucet, S. & Naselli-Flores, L. (2015). Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, 750: 201–227. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-014-2169-x>
- Kotov, A. A. (2003). Separation of *Leydigia lousi* Jenkin, 1934 from *L. leydigi* (Schoedler, 1863) (Chydoridae, Anomopoda, Cladocera). *Hydrobiologia*, 490: 147–168.
- Lacroix, G. & Lescher-Moutoué, F. (1991). Interaction effects of nutrient loading and density of young-of-the-year cyprinids on eutrophication in a shallow lake: an experimental mesocosm study. *Memorie Dell'Istituto Italiano Di Idrobiologia*, 48: 53–74.
- Larson, C. A. & Belovsky, G. E. (2013). Salinity and nutrients influence species richness and evenness of phytoplankton communities in microcosm experiments from Great Salt Lake, Utah, USA. *Journal of Plankton Research*, 35: 1154–1166. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt053>
- Leira, M. & Cantonati, M. (2008). Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated bibliography. *Hydrobiologia*, 613: 171–184. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9465-2>
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Barcelona: Omega.
- Menu Marque, S. (2000). Datos biogeográficos y nuevas localidades de copépodos de la familia Cyclopidae (Copepoda, Cyclopoida) de la Argentina. *Physis*, 58: 37–41.
- Nöges, T., Nöges, P., & Laugaste, R. (2003). Water level as the mediator between climate change and phytoplankton composition in a large shallow temperate lake. *Hydrobiologia*, 506: 257–263. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008540.06592.48>
- Olivier, S. R. (1962). Los cladóceros argentines con claves de las especies, notas biológicas y distribución geográfica. *Revista del Museo de La Plata* (Nueva Serie, VII) Sección Zoología: 173–269.

- Paerl, H. W. & Huisman, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1: 27-37. <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x>
- Petrusek, A., Černý, M. & Audenaert, E. (2004). Large intercontinental differentiation of *Moina micrura* (Crustacea: Anomopoda): one less cosmopolitan cladoceran? *Hydrobiologia*, 526: 73-81.
- Pilati, A. (1997). Copépodos calanoideos de la provincia de La Pampa. *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam*, 9: 57-67.
- Quirós, R. & Drago, E. (1999). The environmental state of Argentinean lakes: An overview. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 4: 55-64. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.1999.00076.x>
- Quirós, R., Rennella, A., Boveri, M., Rosso, J. J. & Sosnovsky, A. (2002). Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Remes Lenicov, M., & Colautti, D. (2003). *Laguna Sauce Grande, Partido de Monte Hermoso*. Informe técnico No. 55. Campaña de relevamiento limnológicos e ictiológicos. Buenos Aires, Argentina.
- Rocha Sousa, F. D. & Elmoor-Loureiro, L. M. A. (2013). Cladocerans (Crustacea: Anomopoda and Ctenopoda) of the Sempre Vivas National Park, Espinhaço Range, Minas Gerais, Brazil. *Checklist*, 9: 4-8. <https://doi.org/10.15560/9.1.4>
- Romo, S., Villena, M. J., Sahuquillo, M., Soria, J. M., Gimenez, M., Alfonso, T. & Miracle, M. R. (2005). Response of a shallow Mediterranean lake to nutrient diversion: does it follow similar patterns as in northern shallow lakes? *Freshwater Biology*, 50: 1706-1717. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01432.x>
- Scheffer, M. & van Nes, E. H. (2007). Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, 584: 455-466. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0616-7>
- Sellner, K. G., Lacouture, B. R., & Parrish, C. R. (1988). Effects of increasing salinity on a cyanobacteria bloom in the Potomac River estuary. *Journal of Plankton Research*, 10: 49-61. <https://doi.org/10.1093/plankt/10.1.49>
- Sosnovsky, A., Rosso, J. J. & Quirós, R. (2010). Trophic interactions in shallow lakes of the Pampa plain (Argentina) and their effects on water transparency during two cold seasons of contrasting fish abundance. *Limnetica*, 29: 233-246.
- Stenger-Kovács, C., Lengye, E., Buczkó, K., Tóth, F. M., Crossetti, L. O., Pellingier, A., & Padisák, J. (2014). Vanishing world: alkaline, saline lakes in Central Europe and their diatom assemblages. *Inland Waters*, 4: 383-396.
- Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. (1968). A Practical Handbook of Sea-water Analysis. *Bulletin of Fisheries Research Board of Canada*, 19: 1-4.
- Tan, C. O., & Beklioglu, M. (2005). Catastrophic-like shifts in shallow Turkish lakes: a modeling approach. *Ecological Modelling*, 183: 425-434. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.07.033>
- TerBraak, C. J. (1988). CANOCO an extension of DECORANA to analyze species-environment relationships. *Plant Ecology*, 75(3): 159-160. <https://doi.org/10.1007/BF00045629>
- Unrein, F., O'Farrell, I., Izaguirre, I., Sinistro, R., dos Santos Afonso, M. & Tell, G. (2010). Phytoplankton response to pH rise in a N-limited floodplain lake: relevance of N₂-fixing heterocystous cyanobacteria. *Aquatic Sciences*, 72: 179-190. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0115-1>
- Vignatti, A., Echaniz, S. & Martín, M. C. (2007). Zooplankton of three shallow lakes of different salinity and trophic state in the semiarid Pampean Region (Argentina). *Gayana*, 71: 34-48. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382007000100005>
- Vignatti, A., Cabrera, G. & Echaniz, S. (2012). Changes in the zooplankton and limnological variables of a temporary hypo-mesosaline wetland of the central region of Argentina during its drying. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 7: 93-106.

Estructura de la comunidad íctica del arroyo Paraíso afluente del río Uruguay. Misiones. Argentina

SILVIA ALICIA FLORES, PATRICIA RAQUEL ARAYA, MARCELO JAVIER SERRANO, ADRIANA GRISELDA BARBOZA
Y LOURDES MARÍA HIRT

Facultad de Ciencias Exactas, Químicas y Naturales. Universidad Nacional de Misiones. Misiones, Argentina.

E-mail: silvialiciaflores@gmail.com

RESUMEN. Se determinó la composición, diversidad específica, abundancia, número de endemismos y estructura trófica de la comunidad íctica del arroyo Paraíso, afluente del río Uruguay. Se realizaron cuatro campañas de pesca experimental entre setiembre de 2013 y marzo de 2015, utilizando ocho redes de espera monofilamento. La captura total fue de 217 individuos pertenecientes a 35 especies de las cuales el 77% corresponde a los órdenes Characiformes (16 especies) y Siluriformes (11 especies) y el 33% a los órdenes Cichliformes (siete especies) y Gymnotiformes (una especie). La diversidad alfa de número efectivo fue de 16,44. De acuerdo con el estimador no paramétrico Chao 1, el inventario de peces es incompleto, restarían encontrar al menos 16 especies. Las especies raras o accidentales representaron el 66%, con abundancia relativa inferior al 10%. Las especies comunes fueron *Crenicichla missioneira*, *Leporinus amae*, *Leporinus striatus* y *Astyanax lacustris*. Se registraron siete especies endémicas de la cuenca del río Uruguay: *C. missioneira*, *C. celidochilus*, *C. tendybaguassu*, *L. amae*, *Astyanax paris*, *A. troya*, y *Hemiancistrus fulliginosus*. La mayoría de las especies capturadas (83%) fueron de pequeño porte. El índice de dominancia comunitaria fue máximo en primavera (0,81). La materia orgánica de origen alóctono fue el principal recurso alimentario. Se reconocieron seis grupos tróficos y el 61,5% de las especies perteneció al grupo de los detritívoros u omnívoros. La comunidad presentó actividad reproductiva durante todas las estaciones del año, con preponderancia en la primavera y el invierno con especies como *L. striatus* y *A. piracicabae*. La elevada diversidad específica, el endemismo y la alta dependencia del material orgánico alóctono de la ictiofauna demanda la urgente necesidad de protección y conservación de este curso de agua.

Palabras clave: Abundancia, arroyo Paraíso, biodiversidad, composición, ictiofauna neotropical.

ABSTRACT. We analyzed the composition, specific diversity, abundance, number of endemism's and trophic structure of the fish community of the Paraíso stream, affluent of the Uruguay River. Four fish samplings were carried out between September 2013 and March 2015, with eight monofilament gillnets. The total catch was 217 individuals distributed in 35 species of which 77% belong to the orders Characiformes (16 species) and Siluriformes (11 species) and the remaining 33% to the orders Perciformes (seven species) and Gymnotiformes (one species). The alpha diversity of effective numbers was 16.44. According to the non-parametric Chao 1 estimator, the species inventory was incomplete it would be necessary to find at least 16 species. Rare or accidental species accounted for 66%, with relative abundance of less than 10%. Common species were *Crenicichla missioneira*, *Leporinus amae*, *Leporinus striatus* and *Astyanax lacustris*. Seven endemic species from the Uruguay River basin were registered: *C. missioneira*, *C. celidochilus*, *C. tendybaguassu*, *L. amae*, *Astyanax paris*, *A. troya*, and *Hemiancistrus fulliginosus*. Most of the species captured (83%) were small. The community dominance index was higher during the spring (0.81). Organic matter of allochthonous origin was the main food resource. Six trophic categories were recognized, mostly detritivores and omnivores (61.5%). The community presented reproductive activity during all seasons of the year, with a preponderance in spring and winter with species such as *L. striatus* and *A. piracicabae*. The

high specific diversity, endemism and the high dependency of the allochthonous organic material of the ichthyofauna demand the urgent need of protection and conservation of this watercourse.

Keywords: Abundance, biodiversity, composition, neotropical fish fauna, Paraíso stream.

INTRODUCCIÓN

La provincia de Misiones posee un sistema hídrico muy importante, con grandes ríos como el Paraná, el Iguazú y el Uruguay. Los tributarios del río Uruguay se caracterizan por ser cortos, con saltos y cascadas (Margalot, 1985), que actúan como barreras de aislamiento, razón por la cual la presencia de especies endémicas o de distribución restringida aumenta su importancia para la conservación.

Estudios sobre la comunidad íctica de la provincia de Misiones se presentan en Gómez y Chebez (1996), Giraudo *et al.* (2003) y Roa (2005). Una revisión sobre la diversidad ictiofaunística de la región mesopotámica de la Argentina menciona 22 especies en tributarios del río Uruguay en Misiones (López *et al.*, 2005). Investigaciones recientes han reportado nuevas especies que amplían la lista. Así, Rosso *et al.* (2013) identifican 36 especies para el sistema Ramos-Acaraguá en el centro de la provincia de Misiones y Araya *et al.* (2012) 65 especies en el arroyo Yabotí. La riqueza registrada en este arroyo mediante un estudio intensivo, triplica las cifras citadas para todos los tributarios del Uruguay y es un claro indicador de que los valores anteriores no reflejan la diversidad íctica de estos tributarios, la cual sigue siendo parcialmente conocida.

En el territorio misionero se han realizado, en la última década, numerosos descubrimientos de nuevas especies de peces. Tres de las especies descritas fueron del género *Crenicichla*, *Crenicichla tesay* Casciotta & Almirón, 2008 en el río Iguazú, *Crenicichla yaha* Casciotta, Almirón & Gómez, 2006 del río Iguazú y arroyo Uruguay y *Crenicichla hu* Piálek, Rícan, Casciotta & Almirón, 2010 del Arroyo Piray Miní (Piálek *et al.*, 2010, 2015). Almirón *et al.* (2015) describen a *Oligosarcus amome* Casciotta, Piálek, Doubnerová & Ríčan, 2015, una nueva especie del río Uruguay. Además, suceden

nuevos registros tales como *Cyanocharax obi* Casciotta, Almirón, Piálek & Rícan, 2012 de tributarios del Paraná (Casciotta *et al.*, 2012) y de especies del género *Rineloricaria* (Almirón *et al.*, 2014). Muchos de estos nuevos registros son endemismos para los cursos interiores de Misiones, que ya cuenta con la más alta tasa de endemismo de todas las regiones ícticas de la Argentina (López *et al.*, 2005, Reis, *et al.*, 2016, Giraudo, 2017).

En Misiones quedan muchos ambientes acuáticos por estudiar, siendo los arroyos los que menos atención han recibido. El vacío de información sobre la ictiofauna de la provincia dificulta la comprensión de sus relaciones biogeográficas con otras regiones de la Argentina y de Sudamérica. Adicionalmente, el elevado grado de endemismo de la ictiofauna de los arroyos de Misiones no ha sido cuantificada adecuadamente, por lo que profundizar los inventarios de peces permitirá completar el esquema de distribución de los peces de agua dulce de la Argentina y elucidar sus relaciones biogeográficas de manera más precisa. Esta información es para ser aplicada en estrategias de conservación basadas en criterios científicos y por lo tanto más efectivas en una de las regiones de mayor diversidad y más amenazada de la Argentina y el mundo. El presente trabajo contribuirá al conocimiento de la diversidad ictiofaunística del arroyo Paraíso, afluente del río Uruguay, con el fin de determinar la composición, diversidad específica, abundancia, número de endemismos y estructura trófica. La importancia de esta subcuenca radica en que el caudal de agua que transporta y que alimenta a saltos escondidos tras los frondosos senderos de árboles centenarios que en conjunto representan un importante recurso turístico para la región es en parte el límite con la Reserva de Biosfera Yabotí (RBY).

MATERIALES Y MÉTODOS

El arroyo Paraíso presenta una topografía ondulada con pendientes suaves a muy pronunciadas; con una extensión de 80 km, es el límite noreste de la RBY y atraviesa la Reserva de Uso Múltiple Guaraní perteneciente a la Universidad Nacional de Misiones. Estas características del relieve y la extensión del recorrido condicionan el régimen de escurrimiento, que en esta región es muy variable e influenciado por las lluvias que en ocasiones se producen solo en determinadas subcuencas (Fontana, 2014).

Este curso de agua integra el Distrito de las Selvas Mixtas, Provincia Paranaense (Cabrera y Willink, 1973) y como los demás de la región, son de régimen subtropical con precipitaciones distribuidas a lo largo del año, con dos máximos que determinan dos crecientes anuales, una en otoño y otra en primavera (Fontana, 2014). Se realizaron cuatro campañas de pesca experimental de carácter estacional, en septiembre de 2013, abril y agosto de 2014 y marzo de 2015. Los puntos de muestreos se ubicaron en: (1) la desembocadura del arroyo Paraíso en el río Uruguay (27°15'1.46" S, 54° 2'15.92" O) y (2) en un punto a 7 km aguas arriba del anterior, en cercanías del Salto Paraíso (27°14'3.91" S, 54° 2'25.41" O) (Figura 1). La selección de los puntos de muestreo se basó en diferencias geomorfológicas y accesibilidad a los mismos.

El permiso para la pesca experimental fue otorgado por el Ministerio de Ecología y Recursos Naturales Renovables de la Provincia de Misiones por Disposición N°035/2014 y 012/2015. Las capturas se realizaron con una batería de redes de espera monofilamento de 3, 4; 5; 6; 7; 8; 10 y 12 cm entre nudos opuestos, que permanecieron caladas durante 24 horas en cada punto de muestreo y fueron revisadas cada 8 horas. Para el registro de datos ambientales de temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto se utilizó un equipo multiparámetro HANNA HI 98129.

De cada individuo capturado se registraron los siguientes datos biométricos: longitud estándar (LE, cm), peso total y peso de los ovarios en gramos (g). Se identificó el sexo y estadio

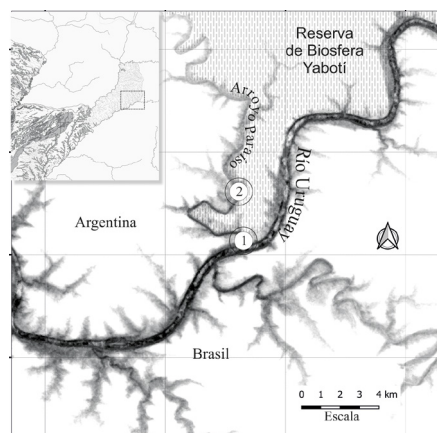


Figura 1. Sitio de estudio, arroyo Paraíso, provincia de Misiones, Argentina. 1- Desembocadura del arroyo Paraíso en el río Uruguay, 2- Salto Paraíso, 7 km aguas arriba de la desembocadura.

Figure 1. Study site, Paraíso stream, Misiones province, Argentina. 1- Mouth of the Paraíso stream in the Uruguay River 2- Paraíso Fall, 7 km upstream to the stream's mouth.

gonadal teniendo en cuenta características macroscópicas de las gónadas como color, transparencia, vascularización superficial, flacidez y en el caso de ovarios, tamaño, posición en la cavidad abdominal y grado de visualización de los ovocitos (Vazzoler, 1996). La evaluación del llenado gástrico fue semicuantitativa y los estómagos fueron clasificados en llenos, semillenos y vacíos. Los estómagos llenos y semillenos se conservaron, debidamente rotulados, en formol al 10% para su posterior análisis en laboratorio.

La identificación de especies se realizó mediante el uso de claves, bibliografía y en algunos casos a través del asesoramiento de consultores externos especializados.

Se analizó la composición específica de las capturas. La diversidad alfa se expresó en número (riqueza de especies) y en diversidad "verdadera" en números efectivos. Esta se estimó utilizando la conversión del índice de Shannon-Wiener (H') propuesta por Jost (2006) por medio de la ecuación:

$${}^qD = \exp(H')$$

donde qD : diversidad en números efectivos, q : sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies de la comunidad. En

este caso se utilizó $q=1$, considerando que todas las especies son incluidas con un peso exactamente proporcional a su abundancia en la comunidad (Moreno *et al.*, 2011).

Para inferir si los inventarios estaban completos se construyó la curva de acumulación de especies y se utilizaron estimadores no paramétricos de riqueza de especies Chao 1 calculado con el programa EstimateS 9.1.0 (Conwell, 2013).

Para estimar la estructura de tallas de las capturas se recopilaron datos de la bibliografía sobre longitud estándar máxima de cada especie a partir de Reis *et al.* (2003) y las descripciones originales de las especies. Esto fue posible porque la mayoría de los ejemplares capturados fueron adultos. Los valores hallados ($n=30$) fueron organizados en clases, calculadas por medio de la fórmula de Sturges ($k=1+3,32 \log n$, siendo k el número de clases y n el tamaño de la muestra). El tamaño del intervalo de las clases fue calculado a partir del cociente entre la amplitud de tamaño y el número de clases.

La frecuencia de ocurrencia de las especies fue analizada siguiendo la fórmula:

$$\%FO = P/Q \times 100$$

donde FO% = frecuencia de ocurrencia porcentual de la especie, P = número de muestras en las que la especie estuvo presente y Q = número total de muestras colectadas. Las especies fueron clasificadas según las categorías propuestas por Lasso (2001), en raras o accidentales (%FO <25%), comunes o accesorias (%FO > 25% y <50%) y comunes o abundantes (%FO > 50%).

Se calculó el índice de dominancia comunitaria (IDC) de McNaughton, según la fórmula de Goulding *et al.* (1988):

$$IDC = (Y1 + Y2) / Y$$

donde Y1+Y2 es la suma de la abundancia de las dos especies dominantes e Y es la suma de la abundancia de todas las especies.

El contenido estomacal de 22 ejemplares pertenecientes a cinco especies fue tratado siguiendo la metodología propuesta por Prej y Colomine (1981). Se identificaron los ítems alimentarios bajo microscopio estereoscópico y para determinar las categorías tróficas de la comunidad íctica se siguió la clasificación planteada por Hahn *et al.* (1998). A los resultados obtenidos se sumaron datos de fuentes secundarias para definir los grupos funcionales

de la comunidad.

La evaluación de la actividad reproductiva de los peces se realizó por medio de la distribución estacional de los estadios gonadales distinguiendo individuos en reproducción, aquellos clasificados como en maduración, maduro o en desove para distinguirlos de los ejemplares en reposo, que no presentaban signos de actividad reproductiva. Como signos de actividad reproductiva se consideró el aumento de tamaño de los ovarios y de los ovocitos, resultado de la vitelogénesis, pudiendo ser observados a simple vista. La flacidez de los ovarios, el aumento de la vascularización y la presencia de ovocitos maduros remanentes se consideraron como indicios de desove.

RESULTADOS

Los parámetros físicos y químicos registrados (Tabla 1) indican que el agua en la cuenca baja del arroyo Paraíso, se caracteriza por presentar pH neutro a levemente básico y oxigenación elevada. La temperatura del agua varió en relación con las condiciones ambientales y con características de los arroyos como presencia de vegetación marginal, pozas y rápidos. Se capturaron 217 individuos pertenecientes a 35 especies, distribuidas en cuatro órdenes y 11 familias (Tabla 2). La mayor abundancia correspondió al orden Characiformes con el 66% de la captura seguido por los Siluriformes (19,5%), Cichliformes (8%) y Gymnotiformes (6,9).

En el orden Characiformes, el mayor número de especies fue de la familia Characidae (seis especies), en el orden Siluriformes la familia Loricariidae (seis especies), en el orden Cichliformes la familia Cichlidae con siete especies mientras que el orden Gymnotiformes estuvo representado por una especie de la familia Sternopygida.

La diversidad verdadera de números efectivos fue de 16,44. Con el esfuerzo de pesca realizado se logró un inventario del 69% de la riqueza específica estimada para el arroyo Paraíso. De acuerdo con el estimador no paramétrico de diversidad Chao 1, el valor máximo de riqueza de especie esperado es de 51 (Figura 2). Los resultados de la frecuencia de ocurrencia de especies indican que el 66% de las especies relevadas son raras o accidentales, con

Tabla 1. Parámetros físicos y químicos del agua en el arroyo Paraíso, Misiones, Argentina.1: Desembocadura del arroyo Paraíso en el río Uruguay, 2: Salto Paraíso, OD: Oxígeno Disuelto.

Table 1. Physical and chemical parameters of water in the Paraíso stream, Misiones, Argentina. 1: Mouth of the Paraíso stream in the Uruguay River, 2: Paraíso Fall, OD: dissolved oxygen.

	Sitio	pH	OD (ppm)	Conductividad (μS/cm)	Temperatura Agua (°C)	Temperatura ambiente (°C)
Primavera	1	7,66	7,66	32	19,8	19,5
	2	7,66	7,66	32	17,5	18
Verano	1	7,9	9,6	38	19	25,5
	2	8,27	9,6	38	19	26
Otoño	1	7,3	7,54	40	28,5	31
	2	7,5	7,54	31,32	26	29
Invierno	1	7,46	7,4	15	20,5	27
	2	7	7,4	15	19	25

abundancia relativa inferior al 10%. Cuatro especies son comunes: *Crenicichla missioneira*, *Leporinus amae*, *Astyanax lacustris* y *Leporinus striatus*. Siete especies que representan el 19% de las identificadas, son endémicas de la cuenca del río Uruguay: *Astyanax paris*, A.

troya, *Crenicichla celidochilus*, *C. tendybaguassu*, *C. missioneira*, *Leporinus amae* y *Hemiancistrus fulliginosus* (Tabla 2).

La dominancia comunitaria varió a lo largo de las estaciones del año, alcanzando su mayor valor en primavera, con dos especies que representan el 17% de la abundancia relativa (Tabla 3).

La talla máxima registrada en la bibliografía para las especies colectadas varió entre 8,2 cm y 80 cm de longitud estándar, con un valor de mediana de 19,9 cm (desvío estándar: 17,1). Se definieron, por medio de la fórmula de Sturges, seis clases de longitud estándar con un intervalo (i) de 13 cm. La gran mayoría de las especies (83%) estuvieron incluidas en la primera clase (i: 8- 21 cm) y la segunda clase (i: 21,1 y 34 cm) y son consideradas de pequeño porte. El resto de las especies (17%) estuvieron comprendidas en las clases restantes y son de medio a gran porte (Figura 3).

Del total de la captura, el 80% presentó estómagos vacíos y del análisis de 22 estómagos llenos y/o semillenos de ejemplares de *Apareiodon piracicabae*, *Iheringichthys labrosus*, *L. amae*, *Steindachnerina biornata* y *L. striatus* se destaca la importancia de las fases larvales de insectos terrestres de los órdenes Trichoptera y Diptera y de materia orgánica proveniente de la vegetación riparia (Tabla 4).

Con los resultados obtenidos en este trabajo y de fuentes secundarias, se establecieron seis categorías tróficas, con un elevado porcentaje de especies incluidas en las categorías detritívoro y

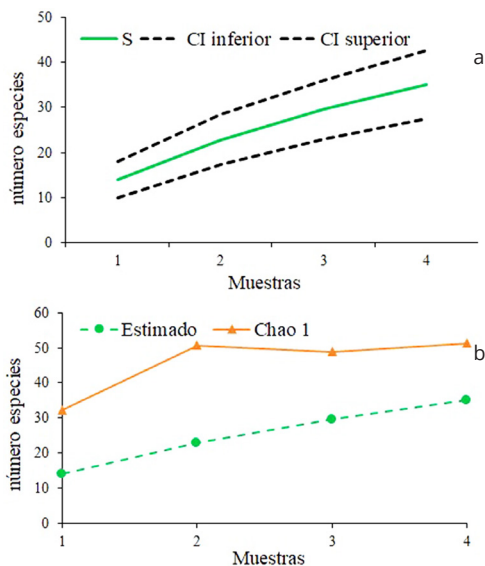


Figura 2. a. Curva de acumulación de las especies ícticas en el arroyo Paraíso. Misiones, Argentina. (S: estimado, CI: intervalo de confianza) b. Estimador no paramétrico de la riqueza de especies Chao 1.

Figure 2. a. Accumulation curve of fish species in the Paraíso Stream, Misiones, Argentina. (S: estimated, CI: confidence interval) b. Chao 1 non parametric estimator of species richness.

Tabla 2. Lista de especies registradas en el arroyo Paraíso, Misiones, Argentina. AR: abundancia relativa, %FO: frecuencia de ocurrencia, Co: especie común o abundante, Ac: especie accesoria, Ad: especie accidental, * Especie endémica de la región.

Table 2. List of species registered in the Paraíso Stream, Misiones, Argentina. AR: relative abundance, %FO: frequency of occurrence, Co: common or abundant species, Ac: accessory species, Ad: accidental species, * Endemic species of the region.

ESPECIES	AR	%FO
Orden Characiformes		
Familia Parodontidae		
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eingenmann, 1907)	6,02	Ac
Familia Anostomidae		
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	1,85	Ad
<i>Leporinus acutidens</i> (Valenciennes, 1837)	0,93	Ad
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	11,67	Co
<i>Leporinus amae</i> Godoy, 1980*	19,91	Co
Familia Characidae		
<i>Astyanax paris</i> Azpelicueta, Almirón & Casciotta, 2002*	0,46	Ad
<i>Astyanax pynanai</i> Azpelicueta, Almirón, Bechara, Roux & Ruiz Diaz, 2003	0,93	Ad
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	1,85	Co
<i>Astyanax cf lacustris</i>	0,46	Ad
<i>Astyanax troya</i> Azpelicueta, Almirón & Casciotta, 2002*	0,93	Ad
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992	5,09	Ac
Familia Cynodontidae		
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829	0,46	Ad
Familia Prochilodontidae		
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	0,93	Ac
Familia Curimatidae		
<i>Steindachnerina biornata</i> (Braga & Azpelicueta, 1987)	12,50	Ac
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eingenmann & Eingenmann, 1889)	1,39	Ad
Familia Erythrinidae		
<i>Hoplias</i> sp.	0,93	Ac
ORDEN SILURIFORMES		
Familia Pimelodidae		
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	8,39	Ad
<i>Pimelodus absconditus</i> Azpelicueta, 1995	0,46	Ad
<i>Pimelodus</i> sp.	0,93	Ad
<i>Sorubin lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0,46	Ad
Familia Loricariidae		
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker & Nijssen, 1979	3,24	Ac
<i>Hypostomus isbrueckeri</i> Reis, Weber & Malabarba, 1990	1,39	Ad
<i>Hypostomus luteomaculatus</i> (Devincenzi, 1942)	0,46	Ad
<i>Hypostomus microstomus</i> Weber, 1987	0,46	Ad
<i>Hypostomus</i> sp.	0,93	Ac
<i>Hemiancistrus fuliginosus</i> Cardoso & Malabarba, 1999*	0,46	Ad
Familia Heptateridae		
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)	2,31	Ad
ORDEN CICHLIFORMES		
Familia Cichlidae		
<i>Crenicichla celidochilus</i> Casciotta, 1987*	1,85	Ac
<i>Crenicichla tendybaguassu</i> Lucena & Kullander, 1992*	0,46	Ad
<i>Crenicichla vittata</i> Heckel 1840	0,46	Ad
<i>Crenicichla missioneira</i> Lucena & Kullander, 1992*	3,70	Co
<i>Gymnogeophagus lipokarenu</i> Malabarba, Malabarba & Reis, 2015	0,46	Ad
<i>Gymnogeophagus cf missioneiro</i>	0,93	Ad
<i>Gymnogeophagus</i> sp.	0,46	Ad
ORDEN GYMNOTIFORMES		
Familia Sternopygidae		
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	6,94	Ad

Tabla 3. Índice de dominancia comunitaria (IDC) por estación del año en el arroyo Paraíso, Misiones, Argentina.

Table 3. Community dominance index (IDC) according to the season of the year in the Paraíso Stream of the year. Paraíso Stream, Misiones, Argentina.

	IDC	Especies Dominantes
Primavera	0,81	<i>Leporinus striatus</i> <i>Apareiodon piracicabae</i>
Verano	0,42	<i>Steindachnerina</i> <i>Iheringichthys labrosus</i>
Otoño	0,40	<i>Leporinus striatus</i> <i>Schizodon nasutus</i>
Invierno	0,48	<i>Leporinus amae</i> <i>Leporinus striatus</i>

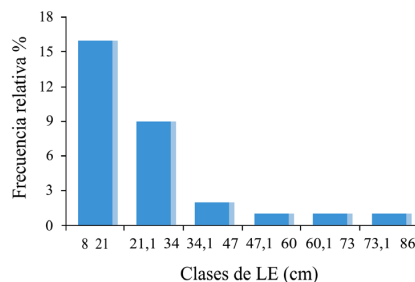


Figura 3. Distribución por intervalos de talla corporal de la comunidad íctica Arroyo Paraíso. LE: longitud estándar.

Figure 3. Body size distribution of fish community in the Paraíso Stream, Misiones, Argentina (LE: standard length).

Tabla 4. Ítems alimentarios de peces en el Arroyo Paraíso, Misiones, Argentina. (Le: longitud estándar, n: número de estómagos analizados. El ítem insectos comprende: Larvas y pupas de los órdenes Trichoptera y Diptera (Chironomidae). RTVD: Restos de detrito vegetal en degradación, sedimento: barro, arena y piedra).

Table 4. Fish food items in Paraíso Stream, Misiones, Argentina. (Le: standard length, n: number of analyzed stomachs. The insect item includes: larvae and pupae of the Trichoptera and Diptera (Chironomidae) orders. RTVD: Vegetable detritus in degradation, sediment: mud, sand and stone).

Especies	n	Le (cm)	Ítems alimentarios
<i>Apareiodon piracicabae</i>	1	17	Odonata, Sedimento, detrito orgánico. RTVD, Insectos (larvas de Chironomidae, Ceratopogonidae, ninfas de Odonata y pupas de Diptera) Gasterópodos
<i>Iheringichthys labrosus</i>	2	13,5-16,5	RTVD, Sedimento, Insectos (larvas de Ceratopogonidae, Trichoptera y ninfas de Odonata)
<i>Leporinus amae</i>	3	12-14	Detritos orgánicos
<i>Steindachnerina biornata</i>	6	8-40	RTVD, detritos orgánicos, larvas de insectos (Diptera: Ceratopogonidae y Chironomidae, Trichoptera, Odonata, Ephemeroptera, Hymenoptera) y pupas de Diptera.
<i>Leporinus striatus</i>	10	11,5-14	

omnívoro (Tabla 5).

El 87% de los ejemplares sexados, fueron hembras de especies como *A. piracicabae*, *L. striatus*, *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Prochilodus lineatus*, *Hoplias* sp., *S. biornata*, *Rhaphiodom vulpinus*, *I. labrosus* y *Pimelodus absconditus*, de las cuales el 57% presentó signos de madurez para el desove. Durante la primavera y el invierno se detectó la mayor actividad reproductiva, con la presencia de hembras maduras de *L. striatus* y *A. piracicabae*. En la época de otoño la actividad reproductiva incluyó a ejemplares en desove de *L. striatus*. Los individuos en reposo fueron los que predominaron durante el verano y la actividad reproductiva en esta estación estuvo relacionada con individuos maduros de *S. biornata* (Figura 4).

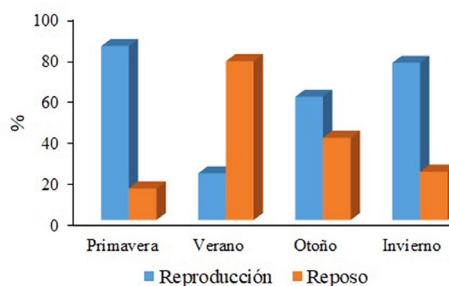


Figura 4. Actividad reproductiva de la comunidad íctica del arroyo Paraíso, Misiones, Argentina.

Figure 4. Reproductive activity of the fish community in Paraíso Stream, Misiones, Argentina.

Tabla 5. Categoría trófica de las especies identificadas en el arroyo Paraíso. 1. Flores *et al.* (2015), 2. Vazzoler *et al.* (1997), 3. Monasterio de Gonzo *et al.* (2003), 4. Sverlij *et al.* (1998), 5. Casciotta *et al.* (2005), 6. Alves da Silva *et al.* (2012), 7. De Lucena & Kullander (1992), 8. Ross *et al.* (1992), 9. Hahn *et al.* (1998), 10. Hahn *et al.* (2002), 11. Masdeu *et al.* (2011).

Table 5. Trophic category of the identified species in the Paraíso stream. 1. Flores *et al.* (2015), 2. Vazzoler *et al.* (1997), 3. Monasterio de Gonzo *et al.* (2003), 4. Sverlij *et al.* (1998), 5. Casciotta *et al.* (2005), 6. Alves da Silva *et al.* (2012), 7. de Lucena & Kullander (1992), 8. Ross *et al.* (1992), 9. Hahn *et al.* (1998), 10. Hahn *et al.* (2002), 11. Masdeu *et al.* (2011).

Categorías tróficas	Especies
Piscívoros	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> (1)
	<i>Rhaphiodon vulpinus</i> (2)
	<i>Sorubim lima</i> (10)
	<i>Hoplias malabaricus</i> (2)
	<i>Crenicichla vittata</i> (1)
Omnívoros	<i>Astyanax lacustris</i> (3)
	<i>Astyanax lacustris</i> (6)
	<i>Pimelodus absconditus</i> (1)
	<i>Pimelodella gracilis</i> (5)
	<i>Crenicichla misionneira</i> (11)
	<i>Leporinus acutidens</i> (9)
	<i>Apareiodon piracicabae</i>
	<i>Leporinus amae</i>
	<i>Leporinus striatus</i>
	<i>Hemiancistrus fuliginosus</i> (8)
Detritívoros	<i>Steindachnerina brevipina</i> (1)
	<i>Hypostomus luteomaculatus</i> (4)
	<i>Prochilodus lineatus</i> (4)
	<i>Hypostomus isbrueckeri</i> (8)
	<i>Loricariichthys platymetopon</i> (10)
	<i>Steindachnerina biornata</i>
Detritívoro con tendencia a la herbivoría	<i>Astyanax paris</i> (1)
	<i>Schizodon nassutus</i> (1)
Insectívoros	<i>Sternopygus macrurus</i> (10)
	<i>Crenicichla tendybaguazu</i> (11)
Bentófagos	<i>Iheringichthys labrosus</i> (11)

DISCUSIÓN

Los datos aportados por este trabajo contribuyen a la información existente y permiten reforzar la idea sobre la elevada diversidad íctica en las aguas interiores de la provincia de Misiones. La composición responde a los patrones característicos de la ictiofauna Neotropical, donde los órdenes registrados concentran la mayor diversidad taxonómica y abundancia, con especies que ocupan los más

diversos ambientes y han experimentado la radiación adaptativa más importante en los sistemas fluviales de Sudamérica (Reis *et al.*, 2016; Giraud, 2017). El elevado número de especies registrado en el arroyo estudiado es comparable a otros tributarios del río Uruguay tales como Quaraí Chico (Castro-Pessano *et al.*, 2005), Santa María (Bossemeyer *et al.*, 1985), Jaguarí y Cambará (Copatti y Copatti, 2011; Copatti *et al.*, 2009) y Yabotí (Flores *et al.*, 2015). Al expresar la diversidad en número de especies efectivas se obtuvo un valor elevado (1D : 16,44 especies efectivas) en comparación con los datos reportados por Scipioni *et al.* (2016) para la comunidad de peces en el río Paraná en ambientes asociados a la represa hidroeléctrica Yacyretá, 1D : 14,01 especies efectivas en Itá Ibaté, provincia de Corrientes.

La alta diversidad íctica de los cursos de agua de Misiones se relaciona con los patrones de distribución natural de las especies, asociada en cada caso, a diversos factores tales como los geográficos, ambientales y atributos biológicos, ecológicos y evolutivos, los que en conjunto modelan la estructura y dinámica de la comunidad. Este territorio cuenta con la más alta tasa de endemismo de todas las regiones ícticas de la Argentina (López *et al.*, 2005). Las especies endémicas son importantes en aspectos de conservación debido a que, por tener distribuciones muy restringidas, pueden ser más fácil e irreversiblemente afectadas por las actividades humanas, que pueden destruir sus hábitats o ser fácilmente sobreexplotadas (Giraud *et al.*, 2012). En esta investigación se registraron siete especies endémicas de la cuenca del río Uruguay *Astyanax paris*, *A. troya*, *C. celidochilus*, *C. missioneira*, *C. tendybaguassu*, *H. fulliginosus* y *L. amae*. Se suman a otras especies endémicas citadas para el arroyo Paraíso, tales como *Rineloricaria reisi* Ghazzi, 2008 (Almirón *et al.*, 2014) y *Australoheros ykeregua* Řičan, Piálek, Almirón & Casciotta, 2011 (Řičan *et al.*, 2011). El estimador de la completitud del inventario de especies (Chao 1), indicó que estaría faltando reconocer al menos un 30% de especies de peces del arroyo Paraíso. Con muestreos más extensivos e intensivos se podría incrementar la riqueza de especies, quedando aún por explorar la cuenca media-alta.

Trabajos de investigación sugieren que la mayoría de las comunidades animales se caracterizan por presentar pocas especies abundantes y muchas especies representadas por pocos individuos (Matthews, 1998). Los resultados de nuestro trabajo coinciden con esta afirmación, donde el 66% de especies estuvieron incluidas en la categoría raras o accidentales y cuatro especies fueron comunes *L. striatus*, *L. amae*, *A. lacustris* y *C. missioneira*. Esta estructura comunitaria, podría variar en relación con la capacidad de explotación de los recursos presentes en el biotopo en diferentes momentos y dependiendo de la fase del ciclo de vida (Lemes y Garutti, 2002). La estimación de estos atributos de la estructura de la comunidad íctica del arroyo Paraíso permite comprender el comportamiento de esta comunidad y aporta información para la administración, manejo y conservación del recurso. En este sentido el índice de dominancia que registró un máximo en primavera (0,81), estuvo dado por ejemplares de *L. striatus* y *A. piracicabae* en correspondencia con el registro de individuos en reproducción.

Los arroyos tributarios a los grandes ríos de la Cuenca del Plata, en este caso el Uruguay, muestran características propias, como la presencia de barreras físicas naturales, como planchas de piedras y caídas (cascadas), diferentes sustratos y niveles de profundidad, contribuyendo a procesos de especiación por aislamiento de poblaciones de especies de pequeño porte en microhábitats. Más del 60% de las especies que integran la comunidad íctica del arroyo Paraíso tienen longitud estándar promedio menor a 15 cm, lo que permite asumir la dominancia de especies de pequeño porte, característica que se repite en los arroyos de Misiones (Araya *et al.*, 2012; Flores *et al.*, 2009) y es un patrón común en tributarios a los grandes ríos de la Cuenca del Plata (Castro *et al.*, 2003). En los sistemas fluviales de Misiones, la vegetación marginal constituye una franja muy angosta formando una selva en galería a lo largo de los ríos, que incluye muchos árboles de la selva climáxica misionera y varias especies de los géneros *Inga*, *Pouteria* (mata ojos) y *Sapium* (lecherones, curupíes), entre otras (Rodríguez *et al.*, 2005). Esta vegetación contribuye a la estructura de

la comunidad íctica al representar un recurso alimentario y condiciones favorables para el desove y el progreso de las primeras etapas del desarrollo.

El paisaje de la cuenca del arroyo Paraíso se presenta fragmentado con diferente grado de degradación, relacionado con las principales actividades productivas de la zona que incluyen cultivos de aromáticas como citronella, tabaco, citrus y frutas tropicales (Ministerio de Agroindustria, 2016). La eliminación de la vegetación marginal impacta negativamente sobre la ictiofauna, tanto en la alimentación como en la reproducción (Menezes *et al.*, 2007). Los resultados del presente trabajo muestran que uno de los recursos alimentarios más utilizados por las especies analizadas fueron los insectos acuáticos o terrestres en distintas etapas de desarrollo que juegan un rol significativo en la alimentación, así como la materia orgánica y detritos por su contenido en microorganismos. Se ha demostrado la importancia del material orgánico alóctono importado desde la vegetación marginal en la dieta de los peces (Lowe-McConnell, 1999; Sabino & Corrêa e Castro, 1990; Menezes *et al.*, 2007).

Los peces detritívoros fueron predominantes en la comunidad del arroyo Paraíso, destacándose *S. biornata* y *Loricariichthys platymetopon* como los más abundantes y por su papel en la recirculación de los nutrientes al utilizar todo tipo de materia orgánica particulada. Algunos detritívoros de pequeño porte como *A. paris* y *Schizodon nassutus* presentaron tendencia a la herbivoría, lo que hace suponer que esta modificación alimentaria depende de la cantidad de material vegetal de origen alóctono que ingrese al cuerpo de agua. La categoría de los omnívoros incluye especies generalistas como *P. absconditus*, *Pimelodella gracilis*, *C. missioneira* y *Leporinus acutidens* que aprovechan los recursos más abundantes dentro del ecosistema acuático, reflejando esa plasticidad trófica bien conocida en los peces neotropicales (Abelha *et al.*, 2001).

La actividad reproductiva de la comunidad íctica se evidenció durante todas las estaciones del año, en especies como *L. striatus*, *A. piracicabae* y *S. biornata*, que se caracterizan por tener

estrategia reproductiva del tipo migrador de corta distancia o no migradores, con fecundación externa y sin cuidado parental (Agostinho *et al.*, 2004). Se ha comprobado que en el arroyo Yabotí, inmerso en la RBY, *L. striatus* presentó desarrollo sincrónico de los ovocitos lo que permite desoves parcelados que exponen a la descendencia a diferentes condiciones ambientales favoreciendo su reproducción en diferentes momentos del año (Araya *et al.*, 2018). Se concluye que la ictiofauna del arroyo Paraíso tiene una elevada riqueza de especie con presencia de muchos endemismos, altamente dependiente del material orgánico alóctono para la alimentación, es por ello que se hace imprescindible que se apliquen las leyes vigentes de protección y conservación de los cursos de agua y de la fauna íctica en la provincia de Misiones, tal como la Ley de “Bosques Protectores” que protege a todas aquellas formaciones boscosas que se encuentran en una faja correspondiente a tres veces el ancho del cauce y no menor a 5 m a cada orilla de los arroyos (Ley Prov. 3426).

REFERENCIAS

- Abelha, M. C. F., Agostinho, A. A. & Goulart, E. (2001). Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23(2): 425-434.
- Agostinho, A., Gomes, L., Veríssimo, S. & Okada, E. (2004). Flood regime and fish: effects on spawning, recruitment and attributes of the assemblages in the upper Paraná River floodplain. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14: 11–19.
- Araya, P., Hirt, L. y Flores, S. (2012). Composición y abundancia de la comunidad íctica de la Reserva Biosfera Yabotí. Arroyo Yabotí. Misiones. Argentina. *AquaTIC*, 36: 21-27.
- Araya, P., Flores, S. y Hirt, L. (2018). Ecología reproductiva y crecimiento de *Leporinus striatus* en un afluente del río Uruguay. Misiones Argentina. *AquaTIC*, 50: 1-12.
- Almirón, A., Casciotta, J., Piálek, L., Ruiz Díaz, F. & Říčan, O. (2014). First record of *Rineloricaria reisi*, *R. stellata* and *R. zaina* (Siluriformes: Loricariidae) from the Río Uruguay basin in Argentina. *Check List*, 10(6): 1528-1530.
- Almirón, A., Casciotta, J., Piálek, L., Doubnerová, K. & Říčan, O. (2015). *Oligosarcus amome* (Ostariophysi: Characidae), a new species from the río Uruguay basin, Misiones, Argentina. *Zootaxa*, 3915 (1): 581–590.
- Alves da Silva, D., Rodrigues Pessoa, E., Almeida, S., Chellappa, N. & Chellappa, S. (2012). Ecología alimentar de *Astyanax lacustris* (Osteichthyes: Characidae) na Lagoa do Piató, Assu, Rio Grande do Norte, Brasil. *Biota Amazonia*, 2: 74-82.
- Bossemeyer, I. M., Weis, M. L. C., Benemann, S. T. & Bier, M. L. S. (1985). Ictiofauna do rio Santa Maria, RS. *Ciencias Naturales*, 7: 209–222.
- Cabrera, A. y Wilink, A. (1973). *Biogeografía de América Latina*. Monografía 13, Serie Biología. Washington DC: Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico.
- Casciotta, J., Almirón, A. y Bechara, J. (2005). *Peces del Iberá - hábitat y diversidad*. La Plata: Grafikar. Fundación Ecos, UNLP y UNNE.
- Casciotta, J., Almirón, A., Piálek, L. & Říčan, O. (2012). *Cyanocharax obi*, a new species (Characiformes: Characidae) and the first record of the genus from tributaries of the river Paraná basin, Argentina. *Zootaxa*, 3391:39-51.
- Castro, R., Casatti, L., Santos, H., Ferreira, K., Ribeiro, A., Benine, R., Dardis, G., Melo, A., Stopiglia, R., Abreu, T., Bockmann, F., Carvalho, M., Gibran, F. & Lima, F. (2003). Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 3(1): 1-31.
- Castro-Pessano, E., de Oliveira Azevedo, C., Morini Querol, M., Querol, E., Gonçalves, L. Bortoluzzi Castro, L., Bortoluzzi Pinto, T. & Corrêa, F. (2005). Ictiofauna do arroio Quarai-Chico, bacia do medio rio Uruguai, no interior do Parque Estadual do Espinilho, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*, 18: 143–153.
- Conwell, R. (2013). *Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species for samples*. Versión 9.1.0.
- Copatti, E. & Copatti, B. (2011). Variación sazonal e diversidade de peixes do rio Cambará, bacia do rio Uruguai. *Biota Neotropica*, 11: 265–271.

- Copatti, C., Gonçalves-Zanini, L. & Valente, A. (2009). Ictiofauna da microbacia do rio Jaguari, Jaguari/RS, Brasil. *Biota Neotropica*, 9: 179-186.
- de Lucena, C. A. & Kullander, S. O. (1992). The *Crenicichla* (Teleostei: Cichlidae) species of the Uruguai River drainage in Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 3: 97-192.
- Fontana, J. L. (2014). La vegetación reófila del Nordeste argentino. Las comunidades vegetales con Podostemaceae de la Provincia de Misiones. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 49: 115-136.
- Flores, S., Araya, P. & Hirt, L. (2009). Fish diversity and community structure in a tributary stream of the Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 1 (1): 57-66.
- Flores, S., Hirt, L. y Araya, P. (2015). Estructura y dinámica de la comunidad íctica del arroyo Yabotí, Reserva de Biosfera Yabotí, Misiones, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86: 386-395
- Giraudó, A., Povedano, H., Belgrano, M.J., Pardiñas, U.J., Miquelarena A.M. & Ligier, D. (2003). Biodiversity status of the interior Atlantic forest of Argentina. In: Galindo-Leal, C., de Gusmao-Camara, I. (Eds.), *The Atlantic forest of South America: Biodiversity status, threats, and outlook* (pp. 160-180). Island Press: Washington, D. C.
- Giraudó, A. (2017). Región Humedales Misioneros. En: Benzaquen, L., Blanco, D., Bo, R., Kandus, P, Lingua, G. y Minotti, P. (Eds.). *Regiones de Humedales de Argentina* (pp. 93-110). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Fundación Humedales/Wetlands International, Universidad Nacional de San Martín y Universidad de Buenos Aires.
- Gómez, S. y Chebez, J. C. (1996). Peces de la Provincia de Misiones. En: *Fauna Misionera, Catálogo de los vertebrados de la provincia de Misiones (Argentina)* (pp. 38-70). Buenos Aires: Literature of Latin America.
- Goulding, M., Leal-Carvalho, M. & Ferreira, E. (1988). *Río Negro, rich life in poor water: amazonian diversity and food chain ecology as seen through fish communities*. The Hague: SPB Academic Publishing.
- Hahn, N. S., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Bini, L. M. (1998). Estructura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia*, 23: 299-305.
- Hahn, N. S., Fugli, R., Peretti, D., Russo, M. R., & Loureiro-Crippa, V. E. (2002). Estructura trófica da ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná. In: Agostinho, A. A., Thomaz, S. M., Rodrigues, L. & Gomes, L. C. (Eds.), *A Planície de Inundação do Alto rio Paraná* (pp. 123-126). Maringá: Area de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura-Nupelia. Universidade Estadual de Maringá.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113: 363-375.
- Lasso, C. A. (2001). Los peces del alto río Negro, Amazonía boliviana: composición y consideraciones ecológicas y biogeográficas. *Interciencia*, 26: 236-243.
- Lemes, E.M. & Garutti, V. (2002). Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. *Iheringia Série Zoologia*, 92(3): 69-78.
- López, H. L., Miquelarena, A. M. y Ponte Gómez, J. (2005). Biodiversidad y distribución de la ictiofauna mesopotámica. Temas de la biodiversidad del litoral fluvial argentino. *Miscelanea*, 14: 311-354.
- Lowe-Mc Connel, R. H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.
- Margalot, J. (1985). *Geografía de Misiones*. Buenos Aires: Cultural Argentina.
- Masdeu, M., Mello, F. T. D., Loureiro, M., & Arim, M. (2011). Feeding habits and morphometry of *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874) in the Uruguay River (Uruguay). *Neotropical Ichthyology*, 9: 657-664.
- Matthews, W. J. (1998). *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. New York: Chapman & Hall.

- Menezes, N. A., Weitzman, S. H., Oyakawa, O. T., Lima, F. C. T., Castro, R. M. C. & Weitzman, M. J. (2007). *Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies de água doce neotropicais*. São Paulo: Museu de Zoologia – Universidade de São Paulo.
- Ministerio de Agroindustria (2016). *Proyecto de inclusión socioeconómica en áreas rurales*. Ministerio del Agro y la Producción. Provincia de Misiones.
- Moreno, C. E., Barragan, F., Pineda E. y Pavón N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 1249-1261.
- Monasterio de Gonzo, G., Barros, S, Mamaní, O. y Mosqueira, M. (2003). Ictiofauna del área noroeste de la cuenca Parano-Platense. *Natura Neotropicalis*, 36: 21–33.
- Piálek, L., Říčan, O., Casciotta, J. R. & Almirón, A. E. (2010). *Crenicichla hu*, a new species of cichlid fish (Teleostei: Cichlidae) from the Paraná basin in Misiones, Argentina. *Zootaxa*, 2537: 33–46.
- Piálek, L., Dragová, K., Casciotta, J., Almirón, A. & Říčan, O. (2015). Description of two new species of *Crenicichla* (Teleostei: Cichlidae) from the Lower Iguazú River with a taxonomic reappraisal of *C. iguassuensis*, *C. tesay* and *C. yaha*. *Historia Natural*, 3 (2): 5-27.
- Prej, A. y Colomine, G. (1981). *Métodos para el estudio de los alimentos y las relaciones tróficas de los peces*. Caracas: Universidad Central de Venezuela; Polonia: Universidad de Varsovia.
- Reis, R. E., Kullander, S. O. & Ferraris Jr., C. J. (2003). *Check list of the freshwater fishes of South Central and America*. Porto Alegre: EDIPURCS.
- Reis, R., Albert, J., Di Dario, F., Mincarone, M., Petry, P. & Rocha, L. (2016). Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, 89: 12–47.
- Říčan, O., Piálek, L., Almirón, A. & Casciotta, J. (2011). Two new species of *Australoheros* (Teleostei: Cichlidae), with notes on diversity of the genus and biogeography of the Río de la Plata basin. *Zootaxa*, 2982: 1-26.
- Roa, B. H. (2005). Lista de las especies de peces del tramo Ituzaingó-Iguazú del río Alto Paraná (Argentina). *Revista de Ciencia y Tecnología*, 7:73-79.
- Rodríguez, M., Cardozo A, Ruiz Díaz M. y Prado D. (2005). Los bosques nativos misioneros: estado actual de su conocimiento y perspectivas. En: Arturi, F.M., Frangi, J.L, y Goya, J.F. (Eds) *Ecología y manejo de los bosques de Argentina* (pp. 3-33). La Plata: EDULP. Recuperado en: <http://hdl.handle.net/10915/15915>. (fecha de acceso: 27-12-2019).
- Ross, B., Fagundes, L. S., & Copatti, C. E. (1992). *Peixes do Rio Cambará*. Seminário Interinstitucional de Ensino Pesquisa e Extensão. Universidade de Cruz Alta.
- Rosso, J., Mabragaña, E., Avigliano, E., Schenone, N. & Díaz de Astarloa, J. M. (2013). Short spatial and temporal scale patterns of fish assemblages in a subtropical rainforest mountain stream. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 48: 199-209.
- Sabino, J. & Corrêa e Castro, M. C. R. (1990). Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 50(1): 23-36.
- Scipioni, N., Casciotta, J. R., Almirón, A. E., Santinón, J. J. y Ruiz-Díaz, F. J. (2016). Análisis de la diversidad de peces en ambientes asociados al río Paraná en el área de la represa de Yacyretá. *Revista Veterinaria*, 27 (2): 86-92.
- Sverlij, S. B., Delfino, L. R., López, H. L. y Espinach-Ros, A. (1998). *Peces del río Uruguay. Guía ilustrada de las especies más comunes del río Uruguay inferior y el embalse de Salto Grande*. Paysandú: Publicaciones de la Comisión Administradora del río Uruguay.
- Vazzoler, A. (1996). *Biología da reprodução de peixes teleósteos: teoria e pratica*. Maringá: EDUEM.
- Vazzoler, A., Agostinho, A. & Hann, N. (1997). *A Planície de Inundação do Alto Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: Nupelia.

Efecto del muestreo de diferentes hábitats sobre la aplicación de índices bióticos basados en macroinvertebrados

MARTA LEIVA¹, ERNESTINA BONACINA² Y LILIANA DIODATO³

1 UNSE-CONICET. Instituto de Protección Vegetal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero (INPROVE FCF UNSE). Avda. Belgrano N° 1912 Santiago del Estero, Argentina CP 4200
2 UNSE-CONICET. Instituto de Silvicultura y Manejo de Bosques, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero (INSIMA FCF UNSE)
3 UNSE. Instituto de Protección Vegetal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero

E-mail: martaleiva@unse.edu.ar

RESUMEN. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto del hábitat en la aplicación de índices bióticos (BI) basados en macroinvertebrados bentónicos. Se muestrearon dos hábitats, (macrófitas y sedimentos), en dos sitios del río Dulce (Cuenca Salí-Dulce, Argentina): S1 (27° 31' 5.82" S, 64° 52' 41.37" O) y S2 (27° 28' 36.21" S, 64° 49' 30.30" O). El muestreo se realizó con caudal bajo, octubre/2015. Se midió pH, conductividad eléctrica (CE $\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura (T °C), sólidos suspendidos totales (SST mg/L), oxígeno disuelto (OD mg/L) y demanda biológica de oxígeno (DBO₅ mg/L). Los macroinvertebrados se filtraron con red de nylon de 250 μm y se identificaron al nivel taxonómico requerido para la aplicación de los IB. Se analizaron riqueza taxonómica y diversidad. Se aplicaron tres IB: el IBMWP, el BMWP' adaptado al río Salí y el IMRP desarrollado para la ecoregión Pampa de Argentina. También se aplicó el ASPT asociado con los BMWP'. Los parámetros físicos y químicos mostraron buena calidad del agua, con un pH promedio de 8,57; CE 773 $\mu\text{S}/\text{cm}$; T 19,5°C; SST 9,27 mg/L; OD 7,49 mg/L y DBO₅ 3,29 mg/L. Los taxones registrados fueron 34 y la diversidad fue mayor en las macrófitas que en los sedimentos. Los IB mostraron resultados diferentes según el hábitat donde se aplicaron. Las macrófitas contribuyeron con el doble de taxones a los IB, en comparación con los sedimentos. Los valores de ASPT correspondieron a calidad del agua impactada. El IMRP fue el más inclusivo en cantidad de taxones para el cálculo. La conclusión es que el tipo de hábitats influye en la aplicación de los IB.

Palabras clave: Biomonitoreo, calidad de aguas, cuenca Salí-Dulce.

ABSTRACT. The aim of this study was to evaluate the effect of habitat on the application of biotic indices (BI) based on benthic macroinvertebrates. Two different habitats were sampled, (macrophytes patches and sediments), in two sites in the Dulce River (Salí-Dulce basin, Argentina): S1 (27° 31' 5.82" S, 64° 52' 41.37" W) and S2 (27° 28' 36.21" S, 64° 49' 30.30" W). Sampling was conducted in a low-flow period, 2015-October. The variables measured were pH, electric conductivity (EC $\mu\text{S}/\text{cm}$), temperature (T °C), total suspended solids (TSS mg/L), dissolved oxygen (OD mg/L) and biological oxygen demand (BOD₅ mg/L). Macroinvertebrates were filtered with a nylon net of 250 μm pore size and were identified at the required taxonomic level for BI application. Taxonomic richness and diversity were analyzed. Three BI were applied: the IBMWP for the Iberian Peninsula, the BMWP' adapted for Salí River basin and the IMRP developed for the Pampean ecoregion from Argentina. Also score ASPT associated with BMWP' was applied. Physical and chemical parameters showed good water quality, with a pH average of 8.57; EC 773 $\mu\text{S}/\text{cm}$; T 19.5°C; TSS 9.27 mg/L; DO 7.49 mg/L; and BOD₅ 3.29 mg/L. The registered taxa were 34 and the diversity was greater in macrophytes than in sediments. The BI showed different results according to the habitat where

they were applied. Macrophytes contribute with twice of the taxa for the BI calculations, compared with sediments. The ASPT values corresponded to impacted water quality. The IMRP was the most inclusive in terms of the number of taxa for calculation. The conclusion is that the type of habitats influences the BI application.

Keywords: Biomonitoring, Salí-Dulce basin, water quality.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos continentales se cuentan entre los más amenazados del planeta, y esta situación se incrementa sostenidamente (Reid *et al.*, 2019). La necesidad de conservación de los ecosistemas acuáticos y de mantener la sostenibilidad de los servicios que prestan al desarrollo de la vida y de las actividades humanas lleva a conservar intacta la preocupación por el monitoreo de su calidad ecológica. La calidad definida por indicadores bióticos es una metodología ampliamente utilizada para el monitoreo de agua, ya que complementando a los parámetros de calidad física y química ofrece una visión integral de la situación del ecosistema evaluado (Prat-Fornells *et al.*, 2009; Roldán-Pérez, 2016; Segnini, 2003).

Los índices bióticos (IB) son ampliamente utilizados como herramientas concretas de evaluación de calidad de aguas. Estos índices otorgan un valor numérico según el nivel de tolerancia o sensibilidad que diferentes grupos de taxones tienen a la contaminación. Entre ellos, los formulados en base a familias de macroinvertebrados bentónicos pueden ser considerados los más ampliamente aplicados (Bonada *et al.*, 2006; Prat-Fornells *et al.*, 2009). Los macroinvertebrados bentónicos son los invertebrados que viven en los cuerpos de agua asociados al sedimento, a la vegetación acuática o a diversos elementos que pueden utilizar como sustrato de apoyo y hábitat, y que además pueden verse a simple vista o son retenidos por una malla de 500 μm (Hanson *et al.*, 2010), aunque de acuerdo con las regiones de trabajo y características de los hábitats muestreados algunos autores recomiendan el uso de redes de menor abertura (Domínguez y Fernández, 2009) y en los estudios ecológicos es común el uso de redes de 250 μm de abertura de malla (Ramírez, 2010). (Bonada *et al.*,

2006) destaca una serie de ventajas que los hacen aptos como bioindicadores, entre éstas, su ocurrencia en prácticamente todos los ecosistemas acuáticos; su gran riqueza de especies, que ofrece un espectro muy amplio de respuestas; su carácter relativamente sedentario, lo que facilita el análisis espacial de los efectos de la contaminación; la propensión de ciertas especies a entrar en la columna de agua (deriva), que puede indicar la presencia de un contaminante; la larga vida de algunas especies, que pueden utilizarse para rastrear efectos a lo largo de diferentes períodos de tiempo; su compatibilidad con equipos de muestreo económicos; una taxonomía para géneros y familias bien conocida y en constante desarrollo; la sensibilidad de muchas especies para diferentes tipos de contaminación y su idoneidad para estudios experimentales.

Actualmente existen diversos IB formulados con base en macroinvertebrados bentónicos. Los más populares son los basados en el método BMWP (Biological Monitoring Working Party) diseñado originalmente para ríos de Inglaterra (Armitage *et al.*, 1983). Este índice se obtiene a partir de la sumatoria de los valores de sensibilidad de cada una de las familias registradas en el ecosistema, dando como resultado un valor del índice que representa una clase de calidad del agua. El valor del indicador aumenta cuantas más familias sensibles a la contaminación se encuentren en el sitio evaluado. Asociado a este índice se calcula el ASPT (Average Score Per Taxon) obtenido a partir de dividir el valor final del índice BMWP por el número de familias incluidas en el cálculo de este, de manera que el ASPT representa el valor medio de tolerancia de la comunidad. A partir del BMWP original se desarrollaron numerosos ajustes alrededor del mundo, adaptando este popular índice a diferentes ecorregiones y sistemas fluviales. Entre las más

reconocidas de estas adaptaciones se encuentra el IBMWP adaptado para los ríos de la Península Ibérica por Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988). En la Argentina, este mismo índice fue ajustado a la cuenca del río Salí por Domínguez y Fernández (1998). Un índice biótico similar, el IMRP (Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos) fue diseñado por Rodrigues Capítulo *et al.* (2003) para los arroyos de la ecorregión Pampa de la Argentina. En general, los protocolos de aplicación de IB plantean la realización de muestreos multihábitat utilizando redes que pueden recolectar los invertebrados asociados a diferentes sustratos (Barbour, *et al.*, 1999; Jáimez-Cuellar *et al.*, 2002; Domínguez y Fernández, 2009). Cuando se trabaja con los invertebrados asociados a un sustrato en particular y con muestreadores específicos para dicho sustrato, como puede ser el sedimento de fondo o los parches de macrófitas, se corre el riesgo de perder información por omisión de taxones asociados a otros hábitats. Macchi (2016), comprueba en humedales de la ecoregión de la Patagonia Argentina, que el muestreo de diferentes hábitats, particularmente macrófitas en columna de agua, por un lado, y sedimentos por otra parte, con diferentes métodos de muestreo respectivamente, aportan diferentes grupos de taxones a la biodiversidad del ecosistema estudiado. Estos taxones mostraron especificidad por los ambientes analizados, por lo que se recomienda que para la aplicación de herramientas de biomonitoreo, cuando éstas son influenciadas por los valores de biodiversidad del sistema, resulta deseable cubrir todos los hábitats disponibles.

Sin embargo, conocer hasta qué punto el tipo de muestreo que se realiza influye sobre la posible aplicación de herramientas de biomonitoreo no resulta tan simple en ecosistemas de gran extensión y poco estudiados. En ríos de mayor tamaño pueden resultar más laboriosas las tareas de muestreo, volviendo la práctica del biomonitoreo menos expeditiva. Clarificar cuánto influyen los hábitats disponibles sobre la diversidad y la riqueza de macroinvertebrados y cómo afectan la evaluación de calidad de aguas mediada por índices bióticos resulta de interés para ajustar las herramientas de biomonitoreo a los sistemas ecológicos bajo estudio.

La información sobre la diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el río Dulce es aún incipiente. El uso de herramientas de biomonitoreo en este sistema fluvial resulta novedoso y requiere profundizar en la generación de experiencias a fin de ajustar su aplicación a las características locales. En este trabajo, se caracteriza la diversidad de familias de invertebrados acuáticos asociados a dos tipos de soportes en el hábitat fluvial: las macrófitas y los sedimentos de fondo; a la vez que se aplican índices bióticos de calidad de agua para ambos hábitats por separado y en conjunto. El objetivo fue evaluar el efecto de diferentes hábitats sobre la aplicación de IB en este sistema fluvial en particular.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el río Dulce, tramo medio de la cuenca endorreica Salí-Dulce, la cual nace en las provincias de Salta y Catamarca, y pasando por Tucumán y Santiago del Estero, vuelca sus aguas en la Laguna Mar Chiquita, en la provincia de Córdoba. Desde el año 1963 el Dulce es un río regulado por la presa de Río Hondo, y mantiene su pulso de crecida en los meses de enero a marzo con caudales estables a lo largo del resto del año, de abril a diciembre. Se ubica en la ecorregión del Chaco Seco (Burkart *et al.*, 1999; Brown y Pacheco, 2006) con clima semiárido, temperatura media anual variando de Norte a Sur entre 23°C a 18°C y precipitaciones marcadamente estivales, entre los meses de octubre a marzo, con valores anuales de 500 a 700 mm, en un gradiente de disminución con sentido Este a Oeste.

Muestreos

Se establecieron dos sitios sobre la ribera derecha, en temporada de aguas bajas, durante el mes de octubre del año 2015. El sitio S1(27°31'5.82"S; 64°52'41.37"O) estuvo localizado al frente de la Reserva Natural Urbana Tara Inti. El lecho del río en este sitio

es rocoso, con acumulación de arena en las zonas deposicionales de la ribera y en las islas. Sobre las riberas se observó desarrollo de macrófitas arraigadas y flotantes. El sitio S2 (27° 28' 36.21" S, 64° 49' 30.30" O) se localiza aguas abajo de la ciudad de Termas de Río Hondo, a una distancia de aproximadamente 8 km, medidas por el curso de agua (Figura 1). Este sitio se caracteriza por la presencia



Figura 1. Localización del área de estudio y los sitios de muestreo.

Figure 1. Study area and sampling site locations.

de un área de remanso, en continuidad a un tramo de rápidos escalonados formados por afloramientos de arcillas que atraviesan el lecho del río. En esta área de remanso se desarrollan principalmente macrófitas flotantes. Para el muestreo, se seleccionaron dos hábitats en cada sitio: los parches de macrófitas y las áreas de depositación de sedimentos en cercanías a los parches de macrófitas, con el interés de conocer y comparar cuál es la diversidad asociada a los mismos en el río Dulce. Se tomaron las muestras dentro de una franja de 5 m desde la margen del río hacia el interior del lecho. La presencia y características de las macrófitas se evaluaron sólo cualitativamente. No se realizó una identificación a nivel de especies y tampoco se analizó cuantitativamente su diversidad. El S1 presentó un banco de macrófitas palustres conformado principalmente por especies de la familia Cyperaceae entre las cuales se desarrollaban otras macrófitas flotantes, pertenecientes a los géneros *Eichhornia*,

Ceratophyllum, *Azolla* y *Lemna*. El S2 presentó un parche de macrófitas flotantes desarrollado en un área de remanso sobre la ribera del río, con predominio de los géneros *Eichhornia* y *Pistia*.

Muestreo de invertebrados en macrófitas

Se realizó un muestreo cualitativo utilizando una red de mano cuadrangular de 30 x 30 cm, unida a un mango de 1,5 m de largo, con copo de nylon de 250 µm de abertura de malla. La red se sumergió y retiró dos veces consecutivas, y se sumaron ambas colectas para conformar la muestra. Las plantas de mayor tamaño que quedaron atrapadas en la red se enjuagaron en el lugar con agua del río, dentro de la red para recolectar los organismos que pudieran desprenderse de ellas. Los macroinvertebrados, junto con restos vegetales y plantas más pequeñas, atrapados en la red fueron guardados en frascos plásticos de 1 L de capacidad y fijados con formol al 5% vol.

Muestreo de invertebrados en sedimentos

El muestreo de invertebrados asociados al sedimento se realizó utilizando un muestreador tipo Core de 10 cm de diámetro. Se localizó el punto de muestreo al lado del parche de macrófitas, pero en hábitat de agua libre sin vegetación, en la zona de depósito de la ribera. Se introdujo el muestreador hasta los 10 cm de profundidad y se tomaron tres unidades muestrales en cada sitio para disminuir el efecto de parche que suelen presentar los ensambles de invertebrados bentónicos, separando las unidades muestrales una distancia aproximada de 1 m entre cada una de ellas y evitando disturbar el sedimento previo a la toma de la muestra. Estas unidades muestrales fueron sumadas conformando una sola muestra por sitio, y se analizó el total de organismos recolectados. El sedimento recogido fue filtrado a través de un tamiz de nylon de 250 µm de abertura de malla. El sedimento con los invertebrados retenidos en el tamiz fue guardado en frascos plásticos con formol al 5% vol.

Medición de variables físico-químicas

En los sitios se midió pH, conductividad eléctrica (CE $\mu\text{S}/\text{cm}$) y temperatura (T $^{\circ}\text{C}$) con medidores digitales. Se tomaron muestras para análisis de sólidos suspendidos totales (SST mg/L), por el método gravimétrico; oxígeno disuelto (OD mg/L) por método Winkler y demanda biológica de oxígeno (DBO_5 mg/L) por incubación a 20°C en 5 días, siguiendo las técnicas normalizadas por APHA (1989). Se midió la profundidad (cm) en el sitio de muestreo con una vara graduada y la velocidad (en m/s) se estimó utilizando naranjas como flotadores en una distancia de 5 m con tres repeticiones. En conjunto con las muestras de invertebrados asociados a sedimentos se tomó una muestra para determinar la composición granulométrica. Ésta se analizó mediante el método de tamizado húmedo (Gee and Bauder, 1986), separando las fracciones de cantos (> 20 mm), gravas (> 2 mm), arenas gruesas ($> 0,63$ mm), arenas medias ($> 0,25$ mm), arenas finas ($> 0,063$ mm) y limos-arcillas ($< 0,063$ mm).

Procesamiento de muestras de invertebrados y análisis de datos

En laboratorio se separaron manualmente los invertebrados del material vegetal y de los sedimentos bajo lupa estereoscópica. Los organismos limpios fueron guardados en alcohol 70° y se identificaron hasta los niveles taxonómicos procurados para la aplicación de los índices bióticos seleccionados, siguiendo las claves taxonómicas de Domínguez y Fernández (2009) y Hamada *et al.* (2014). Se calculó la riqueza taxonómica y el índice de Shannon-Wiener (H') con el programa estadístico PAST versión 3 (Hammer *et al.*, 2018). Se aplicaron los IB IBMWP de Alba-Tercedor y Sanchez-Ortega (1988), desarrollado para la Península Ibérica y el BMWP' adaptado para la Cuenca del Salí por Domínguez y Fernández (1998). Para las versiones del BMWP' se calculó el scord asociado ASPT (Armitage *et al.*, 1983). Se aplicó también el IMRP (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2003), desarrollado para la ecorregión Pampa

de la Argentina. Los protocolos de aplicación de los IB así como los valores de sensibilidad que éstos asignan a los taxones se pueden consultar en las fuentes bibliográficas citadas. Los IB se aplicaron sin realizar modificaciones en los valores de sensibilidad de los taxones. Tampoco se asignaron valores a taxones registrados que no contaran con un valor en el protocolo de los IB. En el caso de Odonata, se asignó el valor considerando la opción que otorga valor 8 a "Odonata (varias familias)" en el BMWP' Salí, mientras en el IMRP se aplicó el valor medio dentro del rango 1,2-1,6 propuesto para "Odonata (larvas)" en las tablas de dicho IB. De este orden se registraron organismos pertenecientes a la familia Gomphidae del Suborden Anisoptera, mientras que dentro del Suborden Zygoptera se registró una única morfoespecie. Aunque no se alcanzó el nivel de familia al identificar este último taxón, se consideró oportuno asignarle un valor, teniendo en cuenta la importancia de los odonatos como indicadores ecológicos. En la Tabla 1 se pueden consultar los valores asignados a cada taxón para el cálculo de los IB. Los IB se aplicaron a cada uno de los hábitats por separado y también a la suma de ambos hábitats. Se contabilizó la cantidad de taxones que cada IB incluyó, tanto por hábitat como para la suma de ambos hábitats.

RESULTADOS

Los parámetros físico-químicos mostraron niveles de OD cercanos al punto de saturación (S1: 7,46 mg/L OD, 81% saturación; S2: 8,43 mg/L OD, 93% saturación), un pH con tendencia básica (S1: 8,66; S2: 8,49), la CE fue 783 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en S1 y 763 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el S2, los SST fueron 8,59 mg/L en S1 y 9,95 mg/L en S2, la DBO_5 mostró valores de 3,17 mg/L en S1 y 3,41 mg/L en S2. La profundidad en los sitios de muestreo fue 70 cm en el S1 y 110 cm en el S2, la transparencia al disco de Secchi fue 70 y 75 cm respectivamente y la velocidad de la corriente en el S1 fue 0,35 m/s mientras en el S2 se registró un área de remanso con un valor cercano a cero de velocidad de corriente. Los sedimentos fueron arenosos, en el S1 el 84% estuvo representado

por las fracciones de arenas, mientras en el S2 lo estuvo el 72% de los sedimentos (Figura 2). En total se registraron 34 taxones. En S1, con

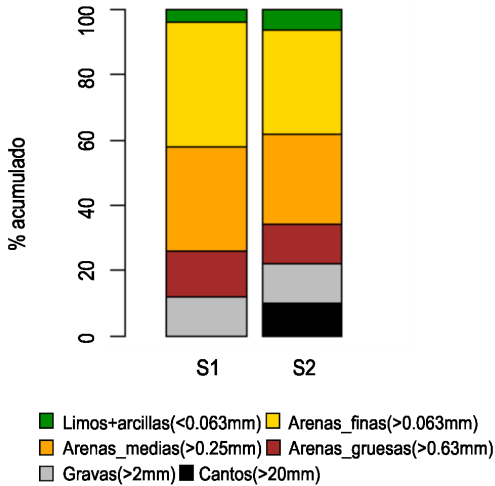


Figura 2. Granulometría de los sedimentos muestreados en cada sitio.

Figure 2. Granulometry of sediments in sampling sites.

un total de 30 taxones, se registraron 27 en macrófitas, indicando un H' de 1,76. De este hábitat, 19 taxones fueron exclusivos. En los sedimentos se registraron 11 taxones, con un H' de 1,23, y tres taxones fueron exclusivos de este hábitat. Ocho taxones fueron compartidos entre ambos hábitats. En el S2, con un total de 28 taxones, se registraron 26 en macrófitas, con un H' de 1,27 y 15 taxones fueron exclusivos de este hábitat. En los sedimentos se registraron 13 taxones, con un H' de 1,03 y teniendo solamente dos como exclusivos de este hábitat. Para el S2, 11 taxones fueron compartidos entre ambos hábitats. En la Tabla 1 se detalla la composición taxonómica de cada sitio y hábitat. En el S1 los Insecta dominaron en el hábitat de macrófitas, correspondiendo a este grupo el 43% de los organismos recolectados (Figura 3). En segundo término, se ubicaron los Oligochaeta con el 33% y los Crustacea con el 16%. En el mismo sitio, el hábitat bentónico estuvo dominado por Hydridae, con el 48% de la abundancia total, le siguió Oligochaeta con el 27% y en tercer lugar Insecta con el 21%. En el S2 fueron dominantes los Oligochaeta (Figura 3). En macrófitas se registraron como pertenecientes a este taxón el

49% de los organismos recolectados, mientras el 38% pertenecieron a Insecta y el 12% a Crustacea. En los sedimentos, el 49% de los organismos perteneció a Oligochaeta, el 46% a Insecta y le sigue Crustacea con sólo el 2%. Para la clase Insecta, en todos los casos Diptera fue el orden más abundante y dentro de éste la familia Chironomidae. La aplicación de los IB mostró resultados muy diferentes entre los dos hábitats muestreados (Tablas 2 y 3). Para el cálculo realizado con los macroinvertebrados en macrófitas el resultado fue calidad de agua buena, sin contaminación; mientras el cálculo realizado con los macroinvertebrados de los sedimentos dio como resultado aguas contaminadas. La cantidad de taxones incluidos en el cálculo de los IB para el hábitat de macrófitas fue prácticamente el doble de los incluidos en el hábitat de sedimentos. De los taxones exclusivos en el hábitat de sedimentos, Hydropsichidae e Hirudinea aportaron su presencia al cálculo de los IB en el S1 e Hirudinea en el S2. El resto de los taxones incluidos en el cálculo estuvieron presentes en ambos hábitats. El resultado de los IB para los dos hábitats en conjunto no se modifica respecto a los valores calculados para el hábitat de macrófitas sólo. El IMRP por su parte incluyó el mayor número de taxones, respecto de los otros dos IB. Para su cálculo se incluyeron 25 taxones de los 30

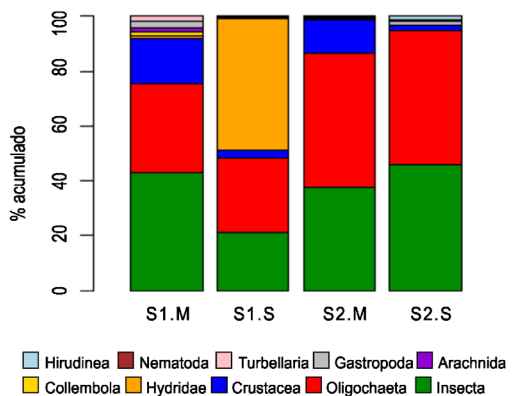


Figura 3. Abundancias proporcionales de los grupos taxonómicos registrados por cada sitio y hábitat muestreado. M: macrófitas; S: sedimentos.

Figure 3. Proportional abundances for taxonomic groups recorded, by site and habitat. M: macrophytes; S: sediments.

Tabla 1. Lista de taxones registrados por hábitat (M: macrófitas; S: sedimentos) en los sitios de muestreo (S1: frente a la Reserva Natural Urbana Tara Inti, S2: aguas abajo de la ciudad de Termas de Río Hondo) y valor de sensibilidad asignado a cada uno para el cálculo de los IB aplicados.

Table 1. List of taxa recorded in each habitat (M: Macrophytes; S: Sediments) in the sampling sites (S1: in front of the Tara Inti Urban Natural Reserve, S2: downstream from Termas de Río Hondo city) and assigned sensitivity value of each one for the calculation of the applied IB.

	S1-M	S2-M	S1-S	S2-S	IMRP	IBMWP	BMWP' Salí
ARTHROPODA							
INSECTA							
Diptera							
Chironomidae	X	X	X	X	0,45	2	1
Ceratopogonidae	X	X	X	X	0,4	4	4
Simuliidae	X	X			1,7	5	5
Stratiomyidae	X	X			0,2	4	4
Muscidae	X	X					
Ephemeroptera							
Caenidae	X	X	X	X	1,5	4	4
Baetidae		X		X	1,5	4	4
Thysanoptera Thripidae	X	X					
Trichoptera							
Hydroptilidae		X		X	1,75	6	6
Hydropsychidae			X		1,75	5	5
Lepidoptera Nepticulidae			X				
Hemiptera							
Corixidae	X				0,8	3	3
Hebridae	X	X			0,8		3
Aphididae	X	X					
Coleoptera							
Dytiscidae	X	X			0,35	3	3
Noteridae	X						
Hydrophilidae	X	X			0,35	3	3
Heteroceridae	X			X			
Odonata							
Zygoptera sp.	X	X			1,4		8
Gomphidae	X				1,4	8	8
Orthoptera	X						
ENTHOGNATA Collembola	X	X			0,2		
BRANCHIOPODA Cladocera	X	X	X	X	0,55		
MALACOSTRACA Amphipoda							
Hyalellidae	X	X			0,9		
MAXILLOPODA Copepoda	X	X	X	X	0,35		3
OSTRACODA	X				0,4	3	3
ARACHNIDA							
Trombidiformes	X	X			0,3	4	4
Hydrachnidia							
Araneae		X					
MOLLUSCA Gastropoda	X	X	X	X	0,55	3	
PLATYHELMINTES Turbellaria	X	X		X			
ANNELLIDA							
Oligochaeta	X	X	X	X	0,55	1	1
Hirudinea			X	X	0,55	3	3
CNIDARIA Hydrozoa							
Hydridae	X	X	X		1		
NEMATODA		X	X	X	0,1		

registrados, mientras para el IBMWP se incluyó solamente a 17 y para el BMWP'Salí se incluyó

solo a 19. El ASPT se mostró consistente entre los diferentes hábitats, en todos los casos dio

Tabla 2. Resultados de los índices bióticos aplicados a los invertebrados asociados a macrófitas. Referencias de color y clases de calidad: ver bibliografía citada para cada IB. N°T: número de taxones incluidos en el cálculo del IB. Calidad: clase de calidad del agua de acuerdo con el valor del IB.

Table 2. Results of biotic indices applied to macroinvertebrates that inhabit macrophytes. Colors and water quality class references in bibliography cited for IB calculation. N°T: number of taxa included in the IB calculation. Calidad: water quality class according to IB value.

M	ÍNDICE	IBMWP'	BMWP' Salí	IMRP
A	IB	47	60	14,95
C	N°T	13	16	21
R	Calidad	Aguas limpias	Aguas limpias	Contaminación muy leve o nula
O	ASPT	3,62	3,75	
F	IB	43	56	15,7
I	N°T	12	15	21
T	Calidad	Aguas limpias	Aguas limpias	Contaminación muy leve o nula
A	ASPT	3,58	3,73	
S				

como resultado un valor entre 3 y 4, lo que corresponde a calidad del agua impactada. (Tabla 4).

Tabla 3. Detalle de los índices bióticos aplicados a los invertebrados asociados a sedimentos. Referencias de color y clases de calidad: ver bibliografía citada para cada IB. N°T: número de taxones incluidos en el cálculo del IB. Calidad: clase de calidad del agua de acuerdo con el valor del IB.

Table 3. Results of biotic indices apply to macroinvertebrates that inhabit sediments. Colors and water quality class references in bibliography cited for IB calculation. N°T: number of taxa included in the IB calculation. Calidad: water quality class according to IB value.

S	ÍNDICE	IBMWP'	BMWP' Salí	IMRP
E	IB	22	21	7,75
D	N°T	6	7	11
I	Calidad	Aguas contaminadas	Aguas contaminadas	Contaminación débil
M	ASPT	3,67	3,00	
E	IB	27	26	8,25
N	N°T	7	8	11
T	Calidad	Aguas contaminadas	Aguas contaminadas	Contaminación escasa
O	ASPT	3,86	3,25	
S				

DISCUSIÓN

Con los datos obtenidos se logró una primera aproximación al conocimiento de los ensambles de macroinvertebrados asociados a macrófitas en el río Dulce, así como a la aplicación de índices de calidad de agua basados en macroinvertebrados para este sistema fluvial. Tal como se registró en este estudio, otros sistemas fluviales de la región, como el río Paraná y el río Negro en la provincia del Chaco, presentan a Insecta, Oligochaeta y Crustacea como los grupos dominantes presentes en la vegetación acuática (Poi de Neiff, 2003). Entre los insectos, los grupos mejor representados fueron los dípteros, coleópteros y hemípteros, tal como reportan Poi de Neiff y Neiff (2006) para macrófitas de la planicie de inundación del río Paraná. Los órdenes Coleoptera y Hemiptera son reconocidos como representantes de la fauna asociada a macrófitas acuáticas en nuestro país (Bachman, 1998). De las familias de Coleoptera, Dityscidae es la que tiene mayor representación en los ecosistemas acuáticos a nivel mundial (Nilsson, 2001). Junto con Noteridae e Hidroptilidae fueron reportadas también por Torres *et al.* (2007) en estudios realizados sobre arroyos tributarios del río Uruguay, en sitios vegetados con *Cortaderia* sp., *Eichhornia* sp. y *Myriophyllum* sp. En cuanto a los hemípteros, estos autores reportan a Hebridae; aunque no registran a Corixidae para este tipo de ambientes. Varios de los taxones reportados son considerados exclusivos de hábitats terrestres. Los parches de macrófitas muestreados se desarrollan sobre los márgenes del curso de agua, por lo que es esperable que en este hábitat de transición entre la tierra y el agua se solape la presencia de especies con capacidad de aprovechar indistintamente los recursos de esta área marginal. Tanto Aphididae como Thripidae pueden alimentarse indistintamente de plantas terrestres o acuáticas, y Araneae puede aprovechar las macrófitas como hábitat aun sin presentar dependencia por el cuerpo de agua y, junto con Aphididae, son reportadas en el hábitat de macrófitas acuáticas en lagunas del área de Bañados del río Dulce (Naval *et al.*, 2016). Orthoptera

es un orden predominantemente terrestre, sin embargo, se reconoce que un pequeño porcentaje del mismo se desarrolla asociado a los parches de macrófitas, demostrando alta afinidad e inclusive dependencia reproductiva y alimentaria por estos hábitats acuáticos (Poi de Neif & Neiff, 2006; Amédégnato & Devriese, 2008; Capello *et al.*, 2012). Oligochaeta Naididae junto con Insecta Chironomidae demostraron una alta dominancia en ambos hábitats. La importancia de estos grupos en el río Dulce ya había sido establecida en estudios sobre el hábitat bentónico (Leiva *et al.*, 2017), en los cuales se reportan para el sistema fluvial varios géneros de quironómidos (*Chironomus*, *Polypedilum*, *Tanytarsus* y *Pelomus*, entre otros), y de oligoquetos (*Pristina*, *Dero*, *Nais*, *Stylaria*, *Stephensoniana*, entre otros), lo cual por otra parte resulta consistente con la prevalencia de sedimentos arenosos, con tamaños granulométricos medios y finos, en el lecho fluvial.

aun cuando se tenga dificultad para identificar exactamente las familias, como en este caso una especie de Zygoptera. El IMRP por su parte también incluye a Collembola, Daphniidae, Copepoda, Turbellaria, Hydridae y Nematoda en el cálculo, taxones no considerados en los IB originados del BMWP'. Esto demuestra la importancia de utilizar en el monitoreo IB adaptados regionalmente, o de ajustarlos, para lograr resultados confiables (Crettaz *et al.*, 2014). La aplicación de los IB diferenciando por hábitats resultó en evaluaciones muy diferentes de la calidad del agua. Al aplicar los IB a un hábitat en particular, se asumió el riesgo de perder el registro de taxones que no son afines a dicho hábitat, aun cuando estuvieran presentes en el ecosistema objeto del estudio. Pero es necesario considerar que, si esto se hiciera involuntariamente, por un error en el diseño de la investigación, podría derivar en resultados erróneos o por lo menos no consistentes con

Tabla 4. Detalle de los índices bióticos aplicados a los invertebrados asociados a ambos hábitats en conjunto. Referencias de color y clases de calidad: ver bibliografía citada para cada IB. N°T: número de taxones incluidos en el cálculo del IB. Calidad: clase de calidad del agua de acuerdo con el valor del IB.

Table 4. Results of biotic indices apply to macroinvertebrates that inhabit both of habitats pooled. Colors and water quality class references in bibliography cited for IB calculation. N°T: number of taxa included in the IB calculation. Calidad: water quality class according to IB value.

		ÍNDICE	IBMWP'	BMWP' Salí	IMRP
MACRÓFITAS + SEDIMENTOS	IB		55	68	17,35
	Sitio 1	N°Tax	15	18	24
		Calidad	Aguas limpias	Aguas limpias	Contaminación muy leve o nula
		ASPT	3,67	3,78	...
	IB		46	59	16,25
	Sitio 2	N°T	13	16	22
		Calidad	Aguas limpias	Aguas limpias	Contaminación muy leve o nula
		ASPT	3,54	3,69	

De los IB aplicados, el BMWP' Salí y el IMRP resultaron en mayores valores de calidad de agua e incluyen a más familias en el cálculo, puesto que consideran a aquellas comunes en la región, como es el caso de Hyalellidae, Noteridae y Heteroceridae. Además, estos IB otorgan puntaje en forma general a familias de Odonata y Hemiptera, lo cual facilita la inclusión de los taxones registrados localmente,

la realidad del sistema evaluado. El ASPT, por otra parte, se mostró consistente entre los hábitats, reflejando que la mayoría de las familias registradas están asignadas a valores de sensibilidad moderados y bajos (Romero *et al.*, 2011). Sin embargo, las variables físico-químicas medidas mostraron valores consistentes con una buena calidad del agua. El pH fue neutro, el valor de OD estuvo en un rango superior al

80% del nivel de saturación y la DBO₅ registró valores muy bajos. La CE permite considerar a las aguas del río Dulce como de cierta salinidad, sin embargo, esto es consistente con la posición de este curso en el tramo inferior de una cuenca que drena formaciones litológicas ricas en minerales solubles. El tipo de hábitat muestreado influencia marcadamente la aplicación de IB para evaluar la calidad de aguas en el sistema fluvial del río Dulce. Sin dejar de lado la probable presencia de contaminantes específicos y el enriquecimiento de nutrientes en el sistema, que no fueron medidos, queda claro que muestrear sólo el hábitat de sedimentos derivó en una subestimación de la diversidad de macroinvertebrados para la aplicación de los IB. Cuando se agregó el hábitat de macrófitas, la diversidad de taxones registrados permitió establecer una buena calidad del agua, alcanzando el valor máximo de los índices. Resulta necesario por lo tanto identificar la diversidad de hábitats disponibles y su importancia relativa dentro del sistema fluvial para plantear la adecuada aplicación y el ajuste de herramientas de biomonitoreo como los IB. Finalmente, aunque a futuro se espera continuar con las investigaciones para proponer herramientas de monitoreo ajustadas a la fauna local, se concluye que de los IB aplicados en este trabajo tanto el BMWP adaptado para la cuenca del Salí como el IMRP podrían ser utilizados para el biomonitoreo en el río Dulce.

AGRADECIMIENTOS

Las autoras agradecen el apoyo para la realización de este trabajo al Concejo de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad Nacional de Santiago del Estero, CICyT UNSE, PID 23B/148 2013-2016; y al CONICET.

REFERENCIAS

Alba-Tercedor, J., y Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51–56.

Amédégnato, C. & Devriese, H. (2008). Global diversity of true and pygmy grasshoppers (Acridomorpha, Orthoptera) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595 (1): 535–43.

APHA-AWWA-WPCF. (1989). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Ediciones Díaz de Santos.

Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of polluted running-water sites. *Water Research*, 17 (3): 333–47.

Bachmann, A. O. (1998). Heteroptera acuáticos. En: Morrone, J.J. y Coscarón, S. (Eds.). *Biodiversidad de artrópodos argentinos. Una perspectiva biotaxonomica* (pp. 163-180). La Plata, Argentina: Ediciones Sur.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & Stribling J.B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water: Washington, D.C.

Bonada, N., Prat-Fornells, N., Resh, V. H. & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51(1): 495–523.

Brown, A. y Pacheco, S. (2006). Propuesta de actualización del mapa ecorregional de la Argentina. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y Corcuera, J. (Eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005* (pp 28–31). Recuperado en: <http://siga.proyungas.org.ar/wp-content/uploads/2017/08/PropuestaActualizacionEcoregiones.pdf> (Julio 7, 2018).

Burkart, R., Bárbaro, N. O., Sánchez, R. O. y Gómez, D. A. (1999). *Eco-Regiones de la Argentina*. Buenos Aires, Argentina: Administración de Parques Nacionales. Recuperado en: https://sib.gob.ar/archivos/Eco-Regiones_de_la_Argentina.pdf (Agosto 18, 2019).

Capello, S., Marchese, M. & de Wysiecki, M. L. (2012). Feeding habits and trophic niche overlap of aquatic Orthoptera associated with macrophytes. *Zoological Studies*, 51(1): 51–58.

- Crettaz, M., Juárez, R., Aguer, I. y Borro, E. (2014). Aplicación de índices de calidad de agua en un arroyo pampeano utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. *Biología Acuática*, 30: 93-105.
- Domínguez, E. y Fernández, H. R. (1998). Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. *Serie Conservación de la Naturaleza*, 12: 36-40.
- Domínguez, E. y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos*. San Miguel de Tucumán. Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- Gee, G. W. & Bauder, J. W. (1986). Particle-Size Analysis. In: Klute, A. (Ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (pp. 383-411). Wisconsin USA: Soil Science Society of America, American Society of Agronomy.
- Hamada, N., Nessimian, J. L. & Querino, R. B. (2014). *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biología e ecología*. 1st ed. Manaus, Brasil: Embrapa Meio Norte Livros Científicos.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2018). *PAST Version 3.2. Paleontological Statistics Software Package*. University of Oslo. Recuperado en: <https://folk.uio.no/ohammer/past/>. (fecha de acceso: 15-06-2020)
- Hanson, P., Springer, M. y Ramirez, A. (2010). Introducción a los Grupos de Macroinvertebrados Acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 58 (Suppl. 4): 3-37.
- Jáimez-Cuéllar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas, J., Ortega, M., Isabel Pardo, Prat, N., Rieradevall, M., Sáinz-Cantero, C. E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M. L., Toro, M., Vidal-Abarca, M., Rosario, Zamora-Muñoz, C. y Alba-Tercedor, J. (2002). Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica*, 21(4): 187-204.
- Leiva, M., Marchese, M., Diodato, L. & Tévés, H. (2017). Assessing disruption of longitudinal connectivity on macroinvertebrate assemblages in a semiarid lowland river. *Acta Limnológica Brasiliensis*, 29: e19.
- Macchi, P. A. (2016). *Macroinvertebrados acuáticos como indicadores ecológicos de cambios en el uso del suelo en mallines del sudoeste de la provincia de Río Negro*. (Tesis doctoral N° 1473, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata).
- Naval, C., Benítez, E. M., Abregú, D., Fernández, G., Perea, V., Harguinteguy, C. y Torres, R. (2016). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados asociados a macrófitas acuáticas de la planicie de inundación del río Utis (Santiago del Estero, Argentina). *VI Reunión Binacional de Ecología*. pp. 282. Lugar: Puerto Iguazú
- Poi de Neiff, A. (2003). *Limnología del Iberá: aspectos físicos, químicos y biológicos de las aguas*. Corrientes, Argentina: Editorial de la Universidad Nacional del Nordeste.
- Nilsson, A. N. (2001). *World Catalogue of Insects, Volume 3: Dystiscidae (Coleoptera)*. Steenstrup, Denmark: Apollo Books.
- Poi De Neiff, A. y Neiff, J. J. (2006). Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná, Argentina. *Interciencia*, 31(3): 220-25.
- Prat-Fornells, N., Ríos, B., Acosta, R. y Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E. y Fernández, H. R. (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos* (pp. 631-654). San Miguel de Tucumán. Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- Ramírez, A. (2010). Métodos de recolección. *Revista de Biología Tropical*, 5858 (Suppl. 4): 41-50.
- Reid, A. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94 (3): 849-73.
- Rodriguez Capítulo, A., Ocón, C. S. y Tangorra, M. (2003). Una visión bentónica de arroyos y río pampeanos. *Biología Acuática* 21: 1-18.
- Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia

Leiva *et al.*

y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40 (155): 254-274.

Romero, F. (2011). Estudio integral de la cuenca del Río Lules (Tucumán): Aspectos biológicos. En: Fernández, H. R. y Barber, H. (Eds.). *La cuenca del río Lules: una aproximación multidisciplinaria a su complejidad* (pp. 110-135). Tucumán, Argentina: Editorial de la Universidad Nacional de Tucumán.

Segnini, S. (2003). El uso de macroinvertebrados béntonicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, 16 (2): 45-63.

Torres, P. L. M., Mazzucconi, S. A. y Michat, M. C. (2007). Los Coleópteros y Heterópteros acuáticos del Parque Nacional El Palmar (Provincia de Entre Ríos, Argentina): Lista faunística, diversidad y distribución. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 66 (3-4): 127-54.