El rol de las macrófitas y los invertebrados para el diagnóstico y la rehabilitación de sistemas lóticos pampeanos

Lic. Laura Estefanía Paz
Tesis doctoral-Facultad de Ciencias
Naturales y Museo. Año: 2019

Director: Alberto Rodrigues
Capítulo

Resumen

Los ríos y arroyos son uno de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial. El avance de la industrialización y de la producción agrícola, junto con el cambio del uso del suelo asociado a la urbanización se encuentran entre las principales amenazas que provocan el deterioro la calidad ecológica en estos ecosistemas. Además, los arroyos de baja pendiente como los de la ecorregión pampeana, son fuertemente modificados por obras hidráulicas, con la finalidad de mejorar el drenaje de las tierras circundantes. Estos arroyos se caracterizan por presentar, entre otros atributos, ausencia de bosque ribereño, lo cual determina una alta incidencia de radiación solar y permite el desarrollo de un diverso y abundante ensamble de macrófitas. Estas especies poseen un papel fundamental en este tipo de arroyos ya que estructuran el hábitat. Además aumentan la complejidad en el sitio, la cual está correlaciona positivamente con el número de individuos y de taxa presentes, debido a que al aumentar la cantidad de disecciones en las hojas, aumenta el número de nichos y refugios disponibles.

La implementación de medidas de rehabilitación con el objetivo de contrarrestar la degradación de la calidad ecológica de ríos y arroyos, se ha convertido en una necesidad apremiante en todo el mundo, un ejemplo de éste tipo de técnicas son los trasplantes. Sin embargo para lograr una reintroducción de macrófitas exitosa, es necesario un detallado entendimiento sobre cómo responden estas especies a las características fisicoquímicas, hidrogeomorfológicas y a distintas perturbaciones, como la herbivoría. El objetivo general de este estudio fue analizar el rol de las macrófitas en el diagnóstico y la rehabilitación de ecosistemas acuáticos pampeanos. Conocer los factores que afectan la distribución de las macrófitas, su dinámica estacional, el ensamble de macroinvertebrados que presentan y sus interacciones con los herbívoros, nos permitirá analizar el rol de las mismas en la rehabilitación de los ecosistemas lóticos afectado por obras hidráulicas

Los arroyos pampeanos seleccionados para realizar este trabajo fueron el arroyo Martín y el Carnaval, dos arroyos tributarios del río de La Plata. Se muestrearon en 7 sitios, 4 en el arroyo Martín y 3 en el Carnaval, durante dos años en las siguientes fechas: mayo 2014 (otoño-F1), agosto 2014 (invierno-F2), noviembre 2014 (primavera-F3), marzo 2015 (verano-F4), junio 2015 (invierno-F5) y noviembre 2015 (verano-F6). Durante los cuales

se tomaron datos fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos: oxígeno disuelto, conductividad, pH, temperatura y turbidez. También se registró la velocidad de la corriente, profundidad media, ancho y caudal. Se colectaron muestras de agua y de sedimento, las muestras de agua se utilizaron para determinar la concentración de nitritos, nitratos, amonio y fosfatos, demanda biquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno. Las muestras de sedimento se utilizaron para el cálculo de la materia orgánica y la granulometría. Para analizar el ensamble de macrófitas se realizó el relevamiento de todas las especies de macrófitas, se calculó la cobertura y se clasificaron dependiendo de sus formas de vida.

Para realizar los muestreos de macroinvertebrados, se seleccionaron algunas de las especies que estuvieron mejor representadas en la mayoría de los sitios durante todo el estudio. Las especies seleccionadas fueron: *Ludwigia peploides* (Kunth) P. H. Raven (Onagraceae) flotante, *Gymnocoronis spilanthoides* (Don) DC. (Asteraceae) emergente, *Egeria densa* Planch (Hydrocharitaceae) sumergida, *Schoenoplectus californicus* (C. A. Meyer) Soják (Cyperaceae) emergente, *Hydrocotyle ranunculoides* L. (Umbelliferae) flotante arraigada, *Polygonum punctatum* Elliot (Polygonaceae) emergente.

Para el analizar de las interacciones de las macrófitas con los herbívoros, se seleccionó a *Pomacea canaliculata* (Lamarck) para realizar ensayos de consumo y la preferencia con tres de las especies de macrófitas mencionadas anteriormente (*L. peploides*, *G. spilanthoides* y *E. densa*). Además se colectaron muestras de estas especies para determinar el contenido de materia seca, cenizas y la concentración de nitrógeno, de fósforo, de carbono y defenoles.

Además se realizó un trasplante de tres especies de macrófitas (*L. peploides*, *G. spilanthoides* y *E. densa*), en el un tramo del arroyo Martín que había sido dragado, rectificado y ensanchado. Se monitoreó el crecimiento de los ejemplares trasplantados y el incremento en la cobertura del manchón, se tomaron muestras para analizar el biofilm epifítico y para cuantificar las puestas y los ejemplares de *P. canaliculata* en los manchones trasplantados a lo largo del experimento.

Las variables fisicoquímicas analizadas permitieron caracterizar los mismos como típicos arroyos de la llanura pampeana. A partir del resultado del RDA los sitios se separaron en tres grupos. Un grupo estuvo compuesto por los sitios que presentaron una mayor concentración de NH₄ que corresponden al tramo medio del arroyo Martín. Otro grupo

estuvo compuesto por las cabeceras, que se caracterizaron por una alta concentración de fósforo. Mientras que el último grupo estuvo compuesto por el tramo medio del arroyo Carnaval caracterizados por una baja concentración de PO_4 y alto porcentaje de materia orgánica (MO).

Se registraron un total 13 especies de macrófitas, las especies con el porcentaje de cobertura mayor fueron: *Hydrocotyle ranunculoides* ($24,3 \pm 23,0$), *Tipha latifolia* ($18,2 \pm 5,9$), *L. peploides* (LUD) ($16,8 \pm 11,8$), *Polygonum punctatum* ($8,3 \pm 20,0$), *G. spilanthis* (GYM) ($6,8 \pm 5,6$), *Senecio bonariensis* ($6,2 \pm 12,00$), *Nasturtium officinale* ($9,8 \pm 9,4$) y *S. californicus* ($3,9 \pm 4,2$). En el caso de GYM y LUD, fueron las dos especies que se registraron en la mayoría de los sitios de estudio. Estas especies, además estuvieron bien representadas durante todo el muestreo. Debido a su elevada frecuencia y cobertura en los arroyos estudiados, podrían ser buenas candidatas para su utilización en proyectos de rehabilitación.

A partir del mismo análisis de RDA se graficó un biplot entre las especies de macrófitas en función de las variables fisicoquímicas que resultaron significativas. Las especies que estuvieron mejor representadas en los sitios con altos niveles de NH_4 fueron *N. officinale*, *E. densa* (EGE) y *H. ranunculoides* (HYD) Mientras que *Eleocharis montana* y *P. punctatum* fueron abundantes en los sitios C1 y C2, los cuales se caracterizaron por presentar altas concentraciones de PO_4 . En el caso de GYM, estuvo asociada a concentraciones altas de materia orgánica.

En cuanto al análisis del ensamble de macroinvertebrados presentes en las distintas especies, los MLM realizados para el índice de Shannon-Wiener, riqueza, densidad y equitatividad indicaron que existen diferencias significativas entre las especies de macrófitas. En relación a los grupos funcionales alimentarios registrados en las distintas especies de macrófitas los resultados fueron similares, todas las especies presentaron diferentes proporciones, siendo los “colectores-recolectores” el grupo mejor representado durante todo el estudio. Un análisis global del ensamble de macroinvertebrados presente en las macrófitas estudiadas, dio como resultado que los ensambles difieren significativamente entre ellas. LUD y GYM presentaron ensambles similares entre sí, al igual que EGE, HYD y POL. Por último, el ensamble de macroinvertebrados presente en SCH mostró diferencias significativas con todos los otros ensambles analizados.

Los ensayos para evaluar la tasa de consumo relativo (RCR) de *P. canaliculata* por LUD, GYM y EGE indicaron que caracol presenta una RCR menor por EGE, en comparación con las otras dos especies. En cuanto a la preferencia, no se encontraron diferencias. Además, la RCR sólo se pudo relacionar con el contenido de materia seca en los tejidos de las macrófitas.

En relación al trasplante de macrófitas realizado en un tramo del arroyo Martín, se observó que sólo LUD se estableció y creció luego del trasplante. Por otro lado, el análisis del biofilm epifítico desarrollado en LUD y en GYM antes del trasplante (en SND) no mostró diferencias significativas en la densidad total ni en la proporción de grupos algales. Similares resultados fueron observados para la densidad y la proporción de grupos algales en el SD en las fechas analizadas.

La cuantificación de individuos y puestas de *P. canaliculata*, en los manchones trasplantados dio como resultado que la abundancia de caracoles en EGE y en GYM no fue significativamente diferente durante el experimento y que estas abundancia fueron significativamente superiores a la registrada en LUD. Por otro lado, GYM presentó significativamente más puestas que LUD.

Ludwigia peploides (LUD) fue la especie que presentó un consumo intermedio, resistió el trasplante y pudo establecerse y crecer en las condiciones del nuevo sitio. Además, esta especie presentó el menor número de individuos y puestas de *P. canaliculata* en los manchones trasplantados. Este uso diferencial podría ser reflejo de una menor preferencia. Por otro lado GYM fue la especie más consumida y presentó el mayor número de puestas y de ejemplares de *P. canaliculata*. El uso selectivo de los manchones, junto con el consumo y las nuevas condiciones del sitio, probablemente causaron que esta especie, a pesar de haberse establecido con éxito en el sitio dragado, no incrementara su cobertura. Por estas razones y a pesar de ser una especie abundante en los arroyos pampeanos, con una elevada tasa de crecimiento relativo, no es recomendable su utilización en trasplantes. En el caso de EGE, fue la especie menos consumida durante los experimentos en el laboratorio, lo que podría indicar una ventaja en el nuevo sitio. Sin embargo no resistió el trasplante, probablemente debido a fluctuaciones en el nivel del agua. Cabe destacar que a pesar de los diversos beneficios que aportan las macrófitas sumergidas a los arroyos de baja pendiente, no se recomienda

el uso de EGE en la rehabilitación de este tipo de arroyos debido a las frecuentes fluctuaciones hidrológicas que presentan.

La información de las asociaciones de macrófitas recopilada durante este trabajo fue de mucho valor para conocer la dinámica de este ensamble y contribuir al conocimiento de las variables ambientales que determinan la distribución y abundancia de estas especies. De manera que resaltamos la importancia de realizar este tipo de estudios en zonas donde se planifica la aplicación de técnicas de rehabilitación que impliquen la utilización de la vegetación acuática. Además, el estudio de los herbívoros presentes y conocer sus interacciones con la vegetación acuática es de suma importancia para aumentar las probabilidades de éxito o, en caso de ser necesario tomar medidas para evitar el consumo de las plantas trasplantadas. Este trabajo contribuyó con el desarrollo de esta técnica en arroyos de baja pendiente, con el objetivo de generar herramientas adecuadas para el manejo de arroyos pampeanos.

Abstract

Rivers and streams are among the most threatened ecosystems worldwide. The increase in industrialization and agricultural production, along with changes in land use associated to urbanization, are among the main threats that lead to detriments in the ecological quality of these ecosystems. Besides, lowland streams such as the ones in the Pampean ecoregion, are modified by river engineering works to better drain their surrounding lands. These streams are characterized, among other attributes, by their low or absent riverine vegetation, which allows a high incidence of solar radiation allowing a diverse and abundant macrophyte assemblage to develop. These macrophytes have a fundamental role in habitat structuring for macroinvertebrates. They also increase the site's complexity, which is positively correlated to the amount of taxa and individuals present, since the increase of leaf sections increases the number of available shelters for invertebrates.

Rehabilitation efforts have the main goal to counteract the ecological degradation of rivers and streams, and has become an urgent necessity throughout the world; an example of these techniques is the transplanting of macrophyte. This technique involves the reintroduction (transplanting) of macrophytes from nearby streams to reaches that had been altered by river engineering works, such as dredging. To achieve a successful macrophyte reintroduction in an environment, a detailed understanding is needed of how these plant species respond to the physical-chemical and hydrogeomorphological characteristics, along with their interaction with herbivores.

The main objective of this thesis was to analyze the role of macrophytes in the assessment and rehabilitation of Pampean streams. The study of the factors that affect macrophyte distribution, seasonal variation, macroinvertebrate and their interaction with herbivores, will allow a more detailed understanding of their role in ecosystem rehabilitation after hydrological engineering works have been conducted in streams.

The Pampean streams selected for this thesis were the Martín and Carnaval Streams, both tributaries to the Río de la Plata estuary. Seven sites were sampled (4 in the Martín stream

and 4 in the Carnaval Stream) for two years in the following dates: May 2004 (fall-F1), August 2014 (winter-F2), November 2014 (spring-F3), March 2015 (summer-F4), June 2015 (winter-F5) and November 2015 (spring-F6). At each date, the following physical-chemical and hydrogeomorfological parameters were measured: dissolved oxygen, conductivity, pH, temperature, turbidity, water velocity, mean depth width and flow. Also water and sediment samples were collected; the former were analyzed for nitrites, nitrates, ammonium, phosphate, biochemical oxygen demand (BOD₅) and chemical oxygen demand (COD). Sediment samples were analyzed for organic matter content and granulometry. The macrophyte assemblage was analyzed by calculating specific coverage and life form classification.

To sample the macroinvertebrates present in the aquatic vegetation, those species that were frequently found in most sites throughout the entire study were selected: *Ludwigia peploides* (Kunth) P. H. Raven (Onagraceae, free floating; LUD), *Gymnocoronis spilanthoides* (Don) DC. (Asteraceae, emergent; GYM), *Egeria densa* Planch (Hydrocharitaceae, submerged; EGE), *Schoenoplectus californicus* (C. A. Meyer) Soják (Cyperaceae, emergent; SCH), *Hydrocotyle ranunculoides* L. (Umbelliferae, floating-leaved; HYD), *Polygonum punctatum* Elliot (Polygonaceae, emergent; POL).

To analyze the interactions between macrophytes and herbivores, the snail *Pomacea canaliculata* (Lamarck) was selected to conduct consumption and trophic preference studies using three of the aforementioned plants (LUD, GYM and EGE). Samples of these species were also collected to determine their content of dry matter and ashes, and their concentration of phosphorous, nitrogen, carbon and phenols.

Besides, a transplanting experiment of three species of macrophytes (LUD, GYM and EGE) was conducted. Two sampling sites were established for experimental purposes, one was located upstream where macrophytes were collected (SND); this site had not been affected by the river engineering work. The other site, which was downstream (SD), had been recently dredged, rectified, widened, and the aquatic plants removed. The growth and coverage of the transplanted macrophytes was measured, along *Pomacea canaliculata* individuals and egg masses throughout the experiment. Also, epiphytic biofilm samples were collected from the macrophytes.

The physical-chemical variables analyzed showed that the stream reaches are representative of the typical Pampean streams. From the RDA analysis conducted, sites

were separated in three groups: a) a first group, composed by the middle reach of the Martín Stream, with a higher ammonium concentration; b) a second group, composed by the streams sources, with a naturally high phosphorous concentration, and; c) a third group consisting of the middle reach of the Carnaval Stream, with a low phosphorous concentration and high organic matter content. A total of 13 macrophyte species were recorded, being the ones with greater coverage: *Hydrocotyle ranunculoides* (24.3 ± 23.0), *Tipha latifolia* (18.2 ± 5.9), *L. peploides* (16.8 ± 11.8), *Polygonum punctatum* (8.3 ± 20.0), *G. spilanthoides* (6.8 ± 5.6), *Senecio bonariensis* (6.2 ± 12.0), *Nasturtium officinale* (9.8 ± 9.4) y *S. californicus* (3.9 ± 4.2). Both GYM and LUD were registered in most study sites, and were well represented in all sampling dates. Due to their high frequency and coverage in the studied streams, they might represent a suitable alternative in rehabilitation projects.

Also, an RDA biplot analysis of the macrophyte species and the significant physical-chemical variables was performed. The species that were better represented in the sites with high ammonium concentrations were *N. officinale*, *E. densa* and *H. ranunculoides*, while *Eleocharis montana* and *P. punctatum* were abundant in sites C1 and C2, that were defined by their high phosphorous concentrations. Regarding GYM, the species was associated with high concentrations of organic matter.

Regarding the macroinvertebrate analysis present in the different macrophyte species, the mixed lineal models analyses using the Shannon-Wiener index, species richness, density and evenness indicated that there were significant differences associated to the macrophyte species. As for functional feeding groups present in the different macrophyte species, the results were similar: despite the different proportion of species, the collector-gatherers were the most represented group through the study. A global analysis of the macroinvertebrate assemblage present in the macrophytes showed that LUD and GYM presented similar associations, and so did EGE, HYD and POL, while the assemblage present in SCH was significantly different from all the others.

Consumption analyses were conducted to assess the relative consumption rate (RCR) of *Pomacea canaliculata* of LUD, GYM and EGE, and showed that the snail has a lower RCR in EGE when compared to the other two macrophyte species. As for preference, no significant differences were found, and the RCR was only related to the dry organic matter content in the macrophyte's tissues.

The transfer experiment in the Martín Stream led only to the establishment and growth of LUD. The epiphytic biofilm in both LUD and GYM before the transfer (in the non-dredged reach) did not show significant differences in total algal density or in the proportion of major algal groups. Similar results were observed in density and major algal group proportion of the dredged reach in all sampled dates.

The quantification of individuals and egg masses of *Pomacea canaliculata* in the transferred macrophytes showed that the abundance of snails in EGE and GYM were not significantly different between them, but higher than the registered in LUD. Also, there were significantly more egg masses in GYM than in LUD. *Ludwigia peploides* (LUD) was the species that presented an intermediate consumption rate, resisted the transfer and was able to root and grow in the new site. Besides, this species presented the lower number of *P. canaliculata* individuals and egg masses in the transferred plants, which could be reflecting a lower preference of the snail for the plant. On the other hand, GYM was the most consumed species and presented the highest amount of egg masses and individuals of *P. canaliculata*. This selective consumption of this plant by the snail, along the changes in conditions at the site, probably caused that this GYM was unable to increase in coverage even after a successful transfer to the dredged site. By these reasons, and despite their high abundance in Pampean streams and their high relative growth rate, it is not a recommended plant for rehabilitation procedures by using plant transfers. As for EGE, it was the least consumed species during the laboratory experiments, which might indicate an advantage in the new conditions after the transfer. However, it did not resist the transfer procedure, probably due to the important fluctuations in water flow. Despite the benefits that the submerged macrophytes have in lowland streams, the use of EGE in rehabilitation practices is not recommended due to the frequent hydrological variations that they present.

The information relating the macrophyte assemblage gathered during this thesis work has a considerable value to understand the dynamics of the assemblage and to contribute to the knowledge of the environmental factors that determine their distribution and abundance in lowland streams. The importance of performing this type of studies in areas where rehabilitation techniques employing aquatic vegetation is therefore highlighted. Besides, the study of the herbivores present in the streams and their interactions with the aquatic vegetation are of great importance to increase the success rate of the transfer

techniques or, given the case, to take measures to avoid the consumption of the transferred plants. This work contributes to the development of the macrophyte transfer protocol in lowland streams, and to generating proper tools for the management of Pampean streams.

Agradecimientos

Esta tesis está dedicada a los tres pilares de mi vida, aquellas personas sin las cuales alcanzar este objetivo hubiera sido imposible. Mis **padres**, que son la fuente de mi inspiración, me ensañaron el valor del trabajo y a luchar por mis sueños, sin importar lo lejos que estén o lo difíciles que sean. A Maxi, el **amor de mi vida**, por ser la fuente de mi felicidad, sin su acompañamiento y constante apoyo esto nunca hubiera sido posible. A las **hermanas** que me dio la vida, mis amigas, que me llenan el corazón de alegría y que entre mates, risas y llantos, siempre me acompañaron haciendo que los momentos difíciles sean llevaderos.

Gracias a Beto, por las caminatas por el parque y las sierras, que sin hablar sabe que decir exactamente en cada momento, aliviando mi tristeza con solo una mirada.

Quisiera agradecer también a mi director, por acompañarme y enseñarme. A Agustina Cortelezzi, por la ayuda en el último tramo de la tesis y por recibirme con los brazos abiertos en mi nuevo hogar.

A Vane, Caro, Ana Clara, Euge, Pau y Kari, por toda la ayuda que me dieron, por brindarme su amistad, por el apoyo incondicional y por tanta terapia de grupo. Muchas veces el día a día se hace muy difícil, gracias a ellas logré seguir adelante a pesar de los problemas y los baches en el camino. Quisiera que me permitan hacer dos menciones especiales, una a Pau, con quien aprendí a enseñar y disfrute mucho el camino que nos tocó recorrer juntas en el ILPLA, y otro a Vane, que tuvo una gran influencia en mi primeros años de beca, se te extraña mucho amiga.

A Mechi, Male y Nora por la determinación de la muestras de biofilm epifítico, por los consejos y la ayuda con los trasplantes.

A Joaquín por las traducciones y ediciones a último minuto.

Gracias a Bettina Gullo y a Augusto Siri por las determinaciones taxonómicas. A Jorge Donadelli, Silvina Torres y a Máximo Simonetti por los análisis químicos.

Gracias a Palito por tantas charlas y muestreos juntos, los disfruté muchísimo. También quisiera agradecer a Pacha por la ayuda en los primeros muestreos y a Bianca por su colaboración con el trasplante y mirando algunas muestras.

Gracias a Cristian por la ayuda indispensable con las computadoras que se rebelan, a Naty por tantos mates y charlas. A Luciana, Megui y Belén que siempre me dieron una mano en todo lo que necesité.

Quisiera agradecer también a la terapia 2x1, imprescindible en la vida de todo becario. A todos aquellos que me escucharon, me aconsejaron, que rieron y lloraron conmigo con una cerveza en la mano, gracias por tanto. Especialmente a Joaco, Pau, Belén, Mechi, Ro y Santi, que con solo mandar un whatsapp que dijera, “necesito una birra” estaba todo dicho y organizado.

Por último quisiera agradecer al equipo de Tandil, que me acompañó los últimos meses y no puedo dejar de mencionar a Lora y a Marta, que sin su acompañamiento durante los últimos meses, el resultado hubiera sido psicológicamente catastrófico.

Gracias a todas estas personas pude alcanzar esta meta, transitar estos 5 años fue agridulce, complejo, agotador, frustrante, con más dudas que certezas y a la vez emocionante...una montaña rusa.

Índice

1.Introducción	1
Objetivos generales	7
Objetivos específicos	7
Hipótesis	8
2.Área de estudio	10
2.1 Fitogeografía	10
2.2 Geomorfología y suelos de la región	10
2.3 Cursos de agua superficiales	12
2.3.1 El arroyo Martín	13
2.3.2 El arroyo Carnaval	16
3.Materiales y métodos	18
3.1 Caracterización de los arroyos y los sitios de muestreo	18
3.1.1 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos	18
3.1.2 Ensamble de macrófitas	18
3.1.3 Análisis de datos	20
3.2 Macrófitas y macroinvertebrados	24
3.2.1 Macrófitas	24
3.2.2 Muestreo y procesamiento de los macroinvertebrados	30
3.2.3 Análisis de datos	31
3.3 Consumo y preferencia de <u>Pomacea canaliculata</u>	34
3.3.1 Ensayos en el laboratorio	34
3.3.2 Rasgos químicos y estructurales de las macrófitas	36
3.3.3 Análisis de datos	37
3.4 Trasplante de macrófitas	40
3.4.1 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos	42
3.4.2 Monitoreo de los manchones de macrófitas	42
3.4.3 Biofilm epifítico	42
3.4.4 <u>Pomacea canaliculata</u> en los manchones trasplantados	43
3.4.5 Análisis de datos	43

4. Resultados	47
4.1 Caracterización de los arroyos y los sitios de muestreo	47
4.1.1 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos	41
4.1.2 Ensamble de macrófitas	51
4.2 Macrófitas y macroinvertebrados	58
4.3 Consumo y preferencia de <u>Pomacea canaliculata</u>	68
4.3.1 Ensayos en el laboratorio	69
4.3.2 Rasgos químicos y estructurales de las macrófitas	70
4.4 Trasplante de macrófitas	71
4.4.1 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos	71
4.4.2 Monitoreo de los manchones de macrófitas	72
4.4.3 Biofilm epifítico	76
4.4.4 <u>Pomacea canaliculata</u> en los manchones trasplantados	78
5. Discusión	80
5.1 Caracterización de los arroyos y los sitios de muestreo	80
5.1.1 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos	80
5.1.2 Ensamble de macrófitas	81
5.2 Macrófitas y macroinvertebrados	85
5.3 Consumo y preferencia de <u>Pomacea canaliculata</u>	87
5.4 Trasplante de macrófitas	89
4.4.1 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos	89
4.4.2 Monitoreo de los manchones de macrófitas	90
4.4.3 Biofilm epifítico	92
4.4.4 <u>Pomacea canaliculata</u> en los manchones trasplantados	93
6. Conclusión	94
7. Anexos	97
Tabla S1	97
Tabla S2	98
Tabla S3	100
Tabla S4	101
Tabla S5	103

<i>Tabla S6</i>	106
<i>Figura S1</i>	108
<i>Tabla S7</i>	109
8. Referencias	110

Introducción

1. Introducción

Los ríos y arroyos son uno de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial (UNEP 2007). Estos ecosistemas integran una cuenca hidrográfica que constituyen una red de agua que fluye a través del paisaje circundante, conformando un paisaje fluvial. Este paisaje es, entre otras cosas, el reflejo de las relaciones espaciales, funcionales y simbólicas que las sociedades han establecido con los cursos de agua (Zoido et al. 2011). Entre las principales amenazas identificadas sobre el paisaje fluvial, se encuentran el avance de la industrialización y de la producción agrícola, junto con el cambio del uso del suelo asociado a la urbanización (Paul y Meyer 2001). El enriquecimiento con materia orgánica y nutrientes, contaminación con pesticidas y otros compuestos recalcitrantes, provocan el deterioro en la calidad ecológica de los cursos de agua, poniendo en riesgo la biota y la salud humana (Walsh et al. 2005; Cortelezzi et al. 2013; Basílico et al. 2017). La calidad ecológica hace referencia a la estructura y función de la comunidad biológica, los factores naturales de tipo físico, geográfico y climático sumado a las condiciones físicas y químicas del agua (Prat et al. 1996). Asimismo, muchos ríos y arroyos de llanura son fuertemente modificados por obras hidráulicas, con la finalidad de mejorar el drenaje de las tierras circundantes (Meyer y Wallace 2001). Como resultado estos cursos de agua presentan cauces profundos y uniformes, se produce una importante modificación del hábitat y pérdida de las conexiones tanto laterales como longitudinales (Elosegi y Sabater 2013). El impacto perjudicial de estas actividades sobre los arroyos está bien documentado. Se han registrado reducciones significativas en la diversidad y densidad de invertebrados bentónicos (Szlauek-Lukaszewska y Zawal 2014; Grygoruk et al. 2015), en los ensambles de aves (Howarth et al. 1982), peces (Kjelland et al. 2015), fitoplancton (Cabrita 2014) y en las diatomeas del biofilm epifítico (Licursi y Gómez 2009). Además, se han registrado pérdidas de la vegetación acuática y de ribera (Erftemeijer y Lewis 2006) y debido a la simplificación de los cauces, la recolonización natural de estos ensambles es poco probable (Riis 2008).

El funcionamiento del ecosistema involucra procesos de transferencia de energía y materiales de la actividad combinada de los organismos que allí viven (Lyons et al. 2005; Wallace 2007). Por lo tanto, entender la relación existente entre biodiversidad y funcionamiento del ecosistema es de gran utilidad para comprender y predecir las

consecuencias de la pérdida de especies. Dicha relación es un paradigma histórico en la ecología donde la mayoría de la evidencia indica que el aumento de la biodiversidad afecta positivamente al funcionamiento del ecosistema (Caliman et al. 2010). Sin embargo, en muchos casos esta relación es lineal hasta un cierto punto, a partir del cual el agregado de especies no produce un incremento en la funcionalidad, debido a que dichas especies son funcionalmente redundantes a las previamente establecidas (Dolédec y Bonada 2013). La biodiversidad y el buen funcionamiento de los ríos y arroyos, dependen de la conservación de los hábitats acuáticos y de los regímenes hidrológicos naturales (Poff et al. 1997), en este sentido las macrófitas cumplen un papel fundamental.

El rol de las macrófitas en los arroyos de baja pendiente.

Los arroyos de la ecorregión pampeana se caracterizan por presentar, entre otros atributos, ausencia de bosque ribereño, lo cual determina una alta incidencia de radiación solar y convierte a la producción primaria autóctona (algas y macrófitas) en la principal fuente de energía de los sistemas fluviales mencionados (Giorgi et al. 2005). Estas condiciones favorecen el desarrollo de un diverso y denso ensamble de vegetación acuática.

Las macrófitas poseen un papel fundamental en este tipo de arroyos ya que estructuran el hábitat y aumentan su complejidad (Stewart et al. 2003; Giorgi et al. 2005). La estructura física de las macrófitas, conocida como complejidad estructural o arquitectura (Dibble y Thomaz 2006) difiere dependiendo de la especie. Esta complejidad afecta positivamente al número de individuos y de taxa presentes, debido a que al aumentar la cantidad de disecciones en las hojas, aumenta el número de nichos y refugios disponibles (Hann 1995, Taniguchi et al. 2003; Cremona et al. 2008). Al presentar diferentes complejidades estructurales, las especies de macrófitas pueden presentar diferente tipo y abundancia de grupos funcionales de macroinvertebrados. Esto se debe a que plantas con distintas complejidades proveen diferentes tipos de recursos, como substrato para la oviposición, protección frente a los depredadores (Cheruvilil et al. 2002; de Neiff 2003; Warfe y Barmuta 2004) o diferentes recursos alimentarios, por ejemplo, algunas especies son trampas de detritos muy eficientes debido a su elevada complejidad (Phiri et al. 2012).

Además de presentar una variedad de arquitecturas, las macrófitas presentan diferentes formas de vida. Las mismas se pueden clasificar de distintas maneras, para este trabajo se siguió la clasificación presentada por Lahitte et al. (2004):

- **Flotante:** son plantas que viven en la superficie del agua y poseen una parte sumergida (raíces y tallos) y otra parte emergente. Por lo general poseen abundante parénquima en hojas, tallos o en algún órgano especializado. Pueden ser flotantes libres como el repollito de agua (*Pistia stratiotes* L.) o arraigadas mediante sus raíces como *Ludwigia peploides* (Kunth) P. H. Raven, entre otras.
- **Sumergida:** viven bajo la superficie del agua, aunque algunas poseen partes emergentes (el ápice de sus tallos, hojas o flores). Estas plantas pueden estar libres o arraigadas al sustrato por medio de sus raíces como por ejemplo *Egeria densa* Planch.
- **Palustre o emergente:** son plantas que poseen sus rizomas sumergidos o enterrados en el sedimento anegado la mayor parte del tiempo, actuando de órgano de fijación. De los rizomas se originan las partes emergentes de la planta, como los tallos, hojas y flores. Las partes emergentes pueden pasar períodos de desecación, mientras la inferior se halla bajo el agua, por lo cual también son llamadas anfibias. Un ejemplo de esta forma de vida es *Gymnocoronis spilanthoides* (Don) DC.

Además de estructurar el hábitat y ofrecer diferentes recursos, las macrófitas también modifican las variables abióticas del agua tales como: la disponibilidad de luz, temperatura, y la dinámica de nutrientes. Sumado a esto, las macrófitas tienen la habilidad de modificar la velocidad de la corriente y son muy eficientes en remover, por medio de la absorción, numerosos contaminantes orgánicos e inorgánicos como metales pesados y pesticidas (Salt et al. 1995; Guittonny-Philippe et al. 2015; Bonanno et al. 2017). Estas características hacen que influyeran tanto directa como indirectamente a los ensambles de macroinvertebrados.

Rehabilitación de arroyos

La implementación de medidas de rehabilitación con el objetivo de contrarrestar la degradación de la calidad ecológica de los ríos y arroyos, se ha convertido en una necesidad apremiante en todo el mundo (Palmer et al. 2005; Pedersen et al. 2006; Nilsson et al. 2015). La selección de tecnologías que se utilicen con el fin de recuperar simultáneamente diferentes aspectos del ecosistema (condiciones físicas, químicas y biológicas) debe ser teniendo en cuenta aquellas que presenten un menor costo ambiental y económico (Palmer et al. 2005; Nilsson et al. 2015). Entre estas, la manipulación de especies vegetales parece ser una de las formas más efectivas para superar las barreras abióticas y bióticas que generalmente limitan la recuperación de los sistemas degradados (Suren 2009; Efron et al. 2014; Paice et al. 2015). Un ejemplo de éste tipo de técnicas son los trasplantes de macrófitas, la cual promueve la reintroducción de plantas acuáticas. Para recuperar este ensamble en arroyos dragados, con cauces profundos y uniformes, es necesario una intervención activa debido a que la probabilidad de regeneración en este tipo de ambientes es muy baja. Según Riis (2008) los arroyos de baja pendiente afectados por obras hidráulicas, presentan una retención de propágulos (principal forma de dispersión de las macrófitas) del 1% del total de fragmentos arrastrados por la corriente, y solo el 3,4 % de esos fragmentos pueden alcanzar una colonización exitosa.

Los trasplantes de macrófitas han sido desarrollados y aplicados principalmente para la rehabilitación de lagos (Qiu et al. 2001; Zhou et al. 2005). Su implementación en arroyos de baja pendiente ha sido poco estudiada y sus resultados contradictorios (Larned et al. 2006; Riis et al. 2009; Suren, 2009; Delmail et al. 2013). Los diferentes resultados reportados se deben a que el éxito depende de numerosos factores abióticos, que afectan el establecimiento y crecimiento de los manchones recién trasplantados. Es por este motivo que para lograr una reintroducción de macrófitas exitosa, es necesario un detallado entendimiento sobre cómo responden estas especies a las características fisicoquímicas, hidrogeomorfológicas y a distintas perturbaciones (Wood et al. 2017). Este conocimiento permitirá seleccionar las especies más resistentes o mitigar los efectos adversos sobre ellas. Además, resulta relevante estudiar las modificaciones causadas por el trasplante y las nuevas condiciones en el biofilm epifítico, debido a su importancia ecológica como recurso alimentario para el ensamble de macroinvertebrados.

Factores que afecta el trasplante de macrófitas en arroyos de baja pendiente***Hidrogeomorfológicos***

Entre los parámetros más importantes que afectan el ensamble de macrófitas en los arroyos, la velocidad de la corriente es uno de los más importantes. Los efectos pueden ser directos a través del daño mecánico, o indirectos a través de la modificación de las características de los sedimentos o cambiando la competencia entre especies (Franklin et al. 2008). Es por estos motivos que la velocidad de la corriente es un factor determinante en la composición y abundancia de las especies de macrófitas en un sitio dado (Chambers et al. 1991). El efecto de la velocidad de la corriente también fue registrado para las macrófitas trasplantadas en arroyos con el objetivo de mejorar su calidad ecológica. Según Suren (2009) la mayoría de los ejemplares trasplantados fueron perdidos debido a los cambios bruscos en la velocidad de la corriente relacionados con crecidas. Riis et al. (2009) proponen que los trasplantes se realicen en temporadas donde estos eventos sean poco frecuentes para aumentar la probabilidad de éxito.

Otro factor importante es la profundidad del arroyo, algunos autores han reportado que diferentes especies presentan determinadas preferencias en cuanto a las profundidades. Esto podría ser particularmente importante para las macrófitas sumergidas (Feijoó et al. 1996; Riis y Bigg 2003; Carrillo et al. 2006).

Variables fisicoquímicas

La respuesta del ensamble de macrófitas a las variables fisicoquímicas del ambiente es menos clara en comparación con los cambios en la velocidad de la corriente. En el caso de algunas especies las respuestas son más evidentes que otras, lo que ha llevado a la discusión con respecto a que si las macrófitas son buenos indicadores de calidad del agua. Debido a esto es importante el estudio detallado de los rangos de tolerancia y de la respuesta de estas especies a distintos gradientes de los parámetros fisicoquímicos. Además no existen trabajos hasta el momento sobre las consecuencias que tienen las variables ambientales sobre las macrófitas trasplantadas.

Herbívoros

La herbivoría representa uno de los factores que regula la abundancia de las macrófitas, una mayor densidad de herbívoros conduce a una mayor reducción de la biomasa de las plantas (Wood et al. 2017). Cuando las plantas acuáticas retornan gracias a proyectos de restauración, los herbívoros presentes son atraídos a una nueva fuente de comida (Noordhuis et al. 2002). Las pérdidas debido a los herbívoros pueden impedir el crecimiento de los manchones trasplantados y llevar al fracaso al proceso de recolonización (Sondergaard et al. 2008; Bakker et al. 2013). De modo que la presencia de elevadas abundancias de herbívoros que se alimenten de plantas acuáticas, y que además presenten altas tasas de consumo, representan una gran amenaza para este tipo de técnicas (Bakker et al. 2013). Es por esto que en estos casos, seleccionar especies de macrófitas que presenten baja palatabilidad, y por lo tanto una mayor probabilidad de sobrevivir y crecer luego de su trasplante en los ríos, resulta relevante. Asimismo, identificar cuáles de las características estructurales o funcionales están más relacionadas con una baja palatabilidad, sería de utilidad para realizar una pre-selección de posibles especies candidatas.

En general, la herbivoría está asociada al contenido de nutrientes en los tejidos de las plantas y bajo contenido de defensas químicas como los compuestos fenólicos (Hladyz et al. 2009). Los impactos negativos del contenido de fenoles en el consumo de macrófitas han sido demostrados para varios invertebrados (Li et al. 2004; Elger y Lemoine 2005; Yam et al. 2016). Además los rasgos estructurales como el contenido de materia orgánica (DMC) y cenizas indica un aumento en la dureza del tejido y por ende están asociados a una baja palatabilidad (Elger y Lemoine 2005; Hanley et al. 2007; Kwong et al. 2010).

Pomacea canaliculata (Lamarck 1822) (Gastropoda: Ampulariidae) es el herbívoro más importante de los arroyos de baja pendiente en Sud-América debido a su elevada biomasa (Ferreira 2015; Ferreira y Rodrigues Capítulo 2017). Una parte principal de su dieta son las plantas vasculares acuáticas (macrofitófagos) y presentan una elevada tasa de consumo relativo, por lo que provocan importantes cambios en la biomasa de las macrófitas afectando a estos ensambles (Carlsson y Lacoursie 2005; Wong et al. 2010). Por lo tanto, este gasterópodo es una verdadera amenaza para los proyectos de rehabilitación que involucren macrófitas, especialmente en ecosistemas acuáticos donde esta especie es invasora (Yam et al. 2016).

Ampliar los conocimientos sobre los ensambles de macrófitas, su dinámica temporal y espacial y su potencialidad como herramienta de rehabilitación es fundamental para desarrollar medidas eficaces de gestión de los ríos y arroyos de baja pendiente. A partir de este estudio, es posible desarrollar herramientas más eficientes para ser aplicadas en proyectos de restauración ecológica de estos sistemas, con la finalidad de recuperar su estructura y funcionalidad.

Objetivos

Objetivo general

Analizar el rol de las macrófitas en el diagnóstico y la rehabilitación de ecosistemas acuáticos pampeanos. Conocer los factores que afectan la distribución de las macrófitas, su dinámica estacional, el ensamble de macroinvertebrados que presentan y sus interacciones con los herbívoros, nos permitirá analizar el rol de las mismas en la rehabilitación de los ecosistemas lóticos afectados por obras hidráulicas.

Objetivos específicos

- 1- Caracterizar los sitios de muestreo seleccionados a partir del estudio de los parámetros fisicoquímicos y del ensamble de macrófitas presente, teniendo en cuenta el porcentaje de cobertura de cada especie, la diversidad y riqueza de macrófitas y los tipos biológicos.
- 2- Comparar estructural y funcionalmente el ensamble de macroinvertebrados presente en diferentes especies de macrófitas.
- 3- Establecer la preferencia alimentaria y la tasa de consumo de *P. canaliculata* sobre *L. peploides*, *G. spilanthoides* y *E. densa*.
- 4- Evaluar si la preferencia alimentaria y la tasa de consumo de *P. canaliculata* tienen relación con el contenido nutricional (concentración de nitrógeno, fósforo y carbono), las defensas químicas (fenoles) y con características estructurales (contenido de materia seca y cenizas) de las especies de macrófitas seleccionadas.
- 5- Analizar la eficiencia del trasplante de macrófitas en arroyos de baja pendiente afectados por obras hidráulicas.

6- Evaluar las diferencias en la estructura del biofilm epifítico desarrollado en las especies trasplantadas, antes y después del trasplante.

7- Analizar el uso diferencial de las macrófitas trasplantadas por *P. canaliculata* evaluando la importancia de cada especie como sitio de refugio y oviposición.

Hipótesis

1. El ensamble de macroinvertebrados presente en diferentes especies de macrófitas exhibe características estructurales y funcionales diferentes.

Predicciones: Diferentes valores de densidad, diversidad taxonómica, riqueza y proporción de grupos funcionales alimentarios en el ensamble de macroinvertebrados presente en distintas especies de macrófitas.

2. La tasa de consumo y la preferencia de *P. canaliculata* por *L. peploides*, *G. spilanthoides* y *E. densa*, está relacionada negativamente con el contenido de ceniza y materia seca (DMC) y con la concentración de fenoles en los tejidos de las plantas. Además, está relacionada positivamente con las concentraciones de nitrógeno, de fósforo y con la relación N: C en sus tejidos.

Predicciones: *P. canaliculata* presenta un menor consumo y una baja preferencia por las macrófitas estudiadas que presenten alto contenido de cenizas y de materia seca (DMC) y fenoles. Por otro lado, el caracol presenta un mayor consumo y preferencia por las especies con mayor contenido de nitrógeno, fósforo y valor de N: C en sus tejidos.

3. Las especies trasplantadas en arroyos afectados por obras de dragado y ensanchamiento, resisten el trasplante y se establecen con éxito en el nuevo sitio.

Predicciones: Luego del trasplante las macrófitas incrementan la longitud de sus tallos, el número de nodos, la longitud de los internodos y la cobertura, de la misma forma que los ejemplares (de la misma especie) que no han sido trasplantados, ubicados en un sitio control no afectado por obras de dragado.

4. La estructura del biofilm epifítico desarrollado sobre las macrófitas trasplantadas en arroyos afectados por obras de dragado y ensanchamiento, presenta similares características estructurales, antes y después del trasplante.
Predicciones: El biofilm epifítico desarrollado en las especies trasplantadas, tanto antes como después del trasplante, presentan similares valores en: densidades de los grandes grupos algales, densidad de autótrofos y clorofila *a*.
5. *Pomacea canaliculata* no presenta un uso diferencial de las macrófitas trasplantadas en arroyos de baja pendiente afectados por obras hidráulicas (dragado y ensanchamiento).
Predicciones: durante el trasplante de macrófitas realizado en un arroyo afectado por obras hidráulicas, *P. canaliculata* no presenta diferencias en la cantidad de puestas ni en la abundancia de ejemplares, entre los manchones trasplantados.

Área de Estudio

2. Área de estudio

El presente trabajo fue realizado en el noreste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina, dentro de la denominada Ecorregión Pampeana. Dicha ecorregión está comprendida entre los 30° y 39° de latitud Sur abarcando tres países: la mitad austral del estado de Río Grande do Sul en Brasil, toda la R.O. del Uruguay y gran parte de la región centro oriental de la Argentina. La parte argentina es una llanura de aproximadamente medio millón de kilómetros cuadrados interrumpida por serranías al sur de la provincia de Buenos Aires. Estas sierras están divididas en dos sistemas, el sistema serrano de Tandilia de no más de 500 msnm y el sistema serrano de Ventana de aproximadamente 1200 msnm (Cabrera y Willink 1973). La temperatura media anual es de 16 °C, con una media pluviométrica de 1100 mm, siendo el otoño la estación más lluviosa (28.2%). De acuerdo a la clasificación en el sistema de Thornthwaite el clima es húmedo (B2) y microtermal (C'2), con valores de evapotranspiración mayores a 570 mm. En cuanto a la clasificación de Köppen-Geiger es del tipo templado (C), subtropical, sin estación seca (pampeano) y con veranos cálidos (fa) (Fucks et al. 2016).

2.1 Fitogeografía

El tipo de vegetación natural dominante, resultado de las características climáticas y edáficas, es de tipo estepario o pseudoestepario de gramíneas. Estas forman matas de hasta 1 m de altura, con doble reposo: en invierno por las bajas temperaturas y heladas, en verano por la deficiencia hídrica del suelo; en ambos casos la pradera aparece seca o amarillenta. Sin embargo, la elevada variabilidad que caracteriza al clima argentino, hace posible la ocurrencia ocasional de inviernos benignos que no interrumpen el crecimiento vegetal, o de veranos anormalmente provistos de lluvias abundantes que mantienen el verdor estival de la pradera (Cabrera 1976).

2.2 Geomorfología y suelos de la región

El basamento sobre el que se asienta la región es de naturaleza cristalina y corresponde a un desprendimiento del escudo de Brasilia. Las geoformas y los depósitos litorales pertenecen al Mioceno, Pleistoceno Tardío y Holoceno. Los depósitos fluviales del Plio-Pleistoceno y loésicos del Pleistoceno caracterizan la región.

En la zona de estudio se pueden diferenciar dos ámbitos geomorfológicos muy contrastantes (Fig. 1): la planicie continental, al suroeste, también denominada zona interior y la planicie costera o llanura costera marginal, al noreste (Fidalgo y Martínez 1983; Cavallotto 1995). El límite entre ambas está representado por un acantilado, que ha sido parcialmente erosionado y se sitúa aproximadamente a los 5 msnm. La planicie continental está compuesta por depósitos loésicos, los cuales son la unidad litológica característica de la región pampeana y una pendiente topográfica dominante hacia el NE de 20 m en 14 km ($1,4 \text{ m.km}^{-1}$) en el sector NO y de 13 m en 12 km ($1,1 \text{ m.km}^{-1}$) en el sector SE. La planicie costera constituye una franja de unos 4 a 8 km de ancho paralela al estuario del Río de la Plata, sobre la cual se han desarrollado amplios bañados y presenta una pendiente de 0,5 a $0,8 \text{ m.km}^{-1}$. Desde el punto de vista morfo-sedimentario se encuentra compuesta por un conjunto de unidades menores: paleoestuarios, llanuras de marea relictuales, cordones litorales, llanura estuárica, sistema deltaico y playa. Los paleoestuarios se encuentran en el contacto entre la planicie continental y la planicie costera, donde se emplaza el cambio abrupto de la pendiente y coinciden espacialmente con los valles que fueron afectadas por la ingresión holocena. Presentan sedimentos limo-arcillosos con cordones de conchillas (Fucks et al. 2016; Fig. 1).

Figura 1: Geomorfología de la zona de Buenos Aires y La Plata (modificado de Fucks et al. 2016). El círculo verde indica la zona de muestreo que incluye los arroyos Martín y Carnaval.

2.3 Cursos de agua superficiales

Los ríos y arroyos presentan sedimentos compuestos mayoritariamente por limos y arcillas. Además, presentan una escasa transparencia (<40 cm), abundantes detritos orgánicos, nutrientes y una alta concentración de ácidos húmicos y fúlvicos provenientes de los depósitos loéssicos antes mencionados. En general son alimentados por lluvias caídas en las inmediaciones y por vertientes, contribuyendo también el aporte de las napas freáticas en algunas zonas de la cuenca. Las características antes mencionadas, junto con la falta de zonas forestadas en los márgenes de los ríos y arroyos, lo que implica una alta irradiación, genera condiciones propicias para el desarrollo de un diverso y denso ensamble de macrófitas (Ringuelet 1962; Feijoó y Lombardo 2007).

A partir de los muestreos preliminares se seleccionaron dos arroyos, tributarios del río de La Plata y pertenecen a la misma cuenca, denominada Martín-Carnaval. Esta cuenca está delimitada al Sur por la cuenca del río Samborombón (en sus nacientes), al Noroeste por la cuenca del arroyo Pereyra, al Sureste la cuenca del arroyo Rodríguez. La cuenca alta y media están ubicadas en la terraza alta y la cuenca baja descarga en el ámbito de la terraza baja o planicie costera (González et al. 2003). Esta zona ha experimentado un intenso proceso de urbanización, lo que ha originado que las planicies de inundación de los arroyos sean ocupadas en muchos casos por viviendas y estructuras que impermeabilizan el suelo (Hurtado et al. 2006).

Las características propias de los arroyos de la zona, el incremento de la superficie impermeabilizada, la falta de un plan estratégico de asentamiento en el territorio y el escaso desarrollo de los sistemas pluviales, han llevado a una problemática con consecuencias socio-económicas importantes, las inundaciones. La única solución que, desde el gobierno se ha brindado a la población, son las obras hidráulicas en los arroyos, como por ejemplo los dragados, canalizaciones y ensanchamiento, las cuales son frecuentes en los arroyos de baja pendiente (Licursi y Gómez 2009).

Los arroyos Martín y Carnaval presentan en la cuenca alta una alta predominancia del uso fruti-hortícola intensivo, siendo la cuenca media la de mayor densidad poblacional, industrial y comercial, clasificándose como peri-urbana (Hurtado et al. 2006). La sección media de la cuenca atraviesa la localidad de Villa Elisa, a 15 km del centro de la ciudad de La Plata (Fig. 2). Además, ambos arroyos son perennes y en todo su recorrido presentan

numerosas especies de macrófitas, pertenecientes a varias formas de vida, entre las cuales se puede mencionar: *Gymnocoronis spilanthoides* (Don) DC., *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb., *Hydrocotyle ranunculoides* L. (Umbelliferae), *Polygonum punctatum* Elliot, entre otras.

Figura 2: Mapa del área de estudio, especificando la ubicación de los sitios de muestreo y los sitios donde se realizó el experimento de trasplante de macrófitas. Provincia de Buenos Aires (mayo 2014-noviembre 2015).

2.3.1 El arroyo Martín

La cabecera de este arroyo se encuentra en cotas próximas a los 27,5 msnm. Tiene una longitud de 14,5 km, con un rumbo N-S hasta desembocar en la Planicie Costera y posteriormente al Río de La Plata. Hace más de 20 años, este arroyo fue rectificado y profundizado al ingresar en el Parque Ecológico Municipal (Villa Elisa), generando un

canal de 1,3 km de largo con un talud de aproximadamente 4 metros de alto. En este arroyo se ubican 4 sitios de muestreo y los sitios que se seleccionaron para realizar los trasplantes, las coordenadas se muestran en el Tabla 1 (Fig. 2).

En el tramo que ingresa al parque regularmente se realizan obras en su cauce, la última fue durante los meses de octubre del 2014 a marzo del 2015, donde se realizó un dragado y ensanchado de la sección. Este predio es un espacio público que cuenta con aproximadamente 200 hectáreas, sendas, huerta ecológica, vivero y espacios recreativos. Su creación tuvo como objetivo ofrecer a la comunidad la participación en una variada gama de actividades educativas, recreativas y culturales, donde se aborda la temática ambiental desde distintos enfoques. Por este motivo, a pesar de ser público, el predio cuenta con alambrado y existe un cierto control de las actividades que allí se llevan a cabo. Debido a esto, la sección del arroyo que atraviesa el parque fue seleccionada para realizar la experiencia de trasplante (Sitio dragado = SD). Además se seleccionó un sitio aguas arriba de las obras para realizar las comparaciones (Sitio no dragado = SND).

Tabla 1: Ubicación de los sitios de muestreo sobre el arroyo Martín, provincia de Buenos Aires (mayo 2014-noviembre 2015). Los sitios Martín 1, Martín 2, Martín 3 y Sitio dragado se encuentran dentro del Parque Ecológico Municipal (Villa Elisa).

Sitios	Latitud	Longitud
Martín 1 (M1)	34°54'56.04"	58° 4'41.17"O
SND	34°52'26.69"S	58° 4'16.34"O
Martín 2 (M2)	34°52'12.66"S	58° 4'11.03"O
SD	34°52'0.43"S	58° 4'7.67"O
Martín 3 (M3)	34°51'58.62"S	58° 4'7.39"O
Martín 4 (M4)	34°51'52.79"S	58° 4'5.14"O

Arroyo Martín

Figura 3: Imágenes de los sitios de muestreo en el arroyo Martín, provincia de Buenos Aires (mayo 2014-noviembre 2015). Las fotografías fueron tomadas durante los muestreos de Agosto 2014 (M1, M2 y M3) y noviembre 2014 (M4).

2.3.2 Arroyo Carnaval

La cabecera de este arroyo se encuentra en cotas cercanas a los 25 msnm y posee un rumbo N-S, con una leve dirección Este, presentando un recorrido casi paralelo al Arroyo Martín (Fig. 2; Fig. 4). Al igual que este, hace varios años ha sido profundizado en su cuenca media y baja. Además, río abajo del Parque Ecológico, se encuentra asfaltado y presenta un alto impacto, debido no solo a las modificaciones del cauce causado por las obras, sino también debido a las conexiones ilegales de efluentes domiciliarios. En este arroyo se ubican 4 sitios de muestreo (Fig. 2), cuya ubicación se muestran en el tabla 2.

Tabla 2: Ubicación de los sitios de muestreo en el arroyo Carnaval, provincia de Buenos Aires (mayo 2014-noviembre 2015).

Sitios	Latitud	Longitud
Carnaval 1 (c1)	34°53'8.96"S	58° 5'23.05"O
Carnaval 2 (c2)	34°52'37.62"S	58° 5'25.15"O
Carnaval 3 (c3)	34°51'37.38"S	58° 4'33.00"O

Arroyo Carnaval

Figura 4: Imágenes de los sitios de muestreo en el arroyo Carnaval, provincia de Buenos Aires (mayo 2014-noviembre 2015). Las fotografías fueron tomadas durante el muestreo de noviembre 2014.

Materiales y Métodos

Secciones de materiales y métodos

1

Caracterización de los sitios

En el campo

Parámetros fisicoquímicos : temperatura, NTU, OD, pH, conductividad.
velocidad de la corriente, ancho, caudal.
Toma de muestras de agua y sedimento para el análisis en laboratorio.
Macrófitas: Cobertura, riqueza, diversidad z

Macrófitas y macroinvertebrados

2

En el campo

Macrófitas seleccionadas: muestras de tejido par análisis en el laboratorio
Macroinvertebrados: muestras por triplicado en las macrófitas seleccionadas para el cálculo de. diversidad taxonómica, riqueza, abundancia y grupos funcionales alimentarios

Consumo y Preferencia P. canaliculata

3

Ensayo en el Labo

Ensayo de "No-elección"
Ensayo de Preferencia o de "Multi-oferta"
Análisis de rasgos estructurales y funcionales de las macrófitas estudiadas

Trasplante de L. peploides G. spilanthis y E. densa

4

Ensayo in-Situ

Largo de cada tallo y de los internodos, número de nodos y ramas laterales de ejemplares trasplantados
cobertura
Muestra con copo (x3) en cada macrófita.
Cuento de puestas de P.canaliculata.

3. Materiales y métodos

3.1 Caracterización de los arroyos y los sitios de muestreo

Se realizaron 6 muestreos durante dos años en las siguientes fechas: mayo 2014 (otoño-F1), agosto 2014 (invierno-F2), noviembre 2014 (primavera-F3), marzo 2015 (verano-F4), junio 2015 (invierno-F5) y noviembre 2015 (primavera-F6).

3.1.1 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos

En cada sitio y en cada fecha de muestreo se midieron por triplicado las siguientes variables fisicoquímicas e hidrogeomorfológicas: oxígeno disuelto (mg.l^{-1}), conductividad (mS.cm^{-1}), pH, temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y turbidez (NTU) con un sensor HORIBA Multiparamétrico U-10. También se registró por triplicado la velocidad de la corriente (m.s^{-1}) (correntímetro digital MiniAir-Water 20 de sensibilidad $0,01 \text{ m.seg}^{-1}$), profundidad media (cm) y ancho (m) para calcular posteriormente el caudal ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) (Elosegi y Sabater 2009). Para el análisis de los nutrientes, se colectó una muestra de agua por sitio y por fecha. Las muestras fueron filtradas con una membrana $0,45\text{-}\mu\text{m}$ (Sartorius) y se determinó la concentración de los siguientes nutrientes disueltos: amonio (NH_4), nitritos (NO_2), nitratos (NO_3) y fósforo reactivo soluble (PRS; PO_4). Además, a partir de una fracción no filtrada de las muestras se calculó la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y demanda química de oxígeno (DQO). Los análisis de nutrientes fueron llevados a cabo en el laboratorio de Química del Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet (ILPLA) siguiendo la metodología de APHA (1998). También se colectaron por triplicado muestras de sedimento (en cada sitio y fecha) para determinar el porcentaje de materia orgánica y la granulometría. La fracción “grava” ($> 500\mu\text{m}$) y “arena” (entre $500\mu\text{m}$ y $62.5 \mu\text{m}$) se separaron por medio de tamices y las fracciones más finas (“arcilla” y “limo”) por medio del método de la pipeta (APHA 1998; Folk 1974).

3.1.2 Ensamble de macrófitas

Para analizar el ensamble de macrófitas en todos los sitios a lo largo de los muestreos, se realizó el relevamiento de todas las especies de macrófitas encontradas. A través del uso

de claves de la zona, se identificó a nivel de especie cada planta y se clasificaron dependiendo de sus formas de vida (Lahitte et al. 2004). Asimismo se registró su cobertura en m² a través de la toma de una serie de fotografías (cámara Nikon 3100) durante todos los muestreos, siguiendo la metodología de Pan et al. (2007). En cada sitio de muestreo se trazó una transecta de 60 metros, donde cada 10 metros se señaló el terreno desde donde se tomaron las fotografías para asegurarse que durante todos los muestreos sea exactamente el mismo sitio. En cada una de las fotografías se estableció una escala en el arroyo, utilizando un objeto de longitud conocida ubicado a la altura de los manchones. Dicho objeto fue utilizado posteriormente para determinar el número de píxeles que correspondían a un determinada medida, de manera que una vez seteada la escala se pudo calcular los m² a través de polígonos, por medio del programa denominado ImageJ versión 1.46R (Fig. 5). El cálculo del área fue posteriormente transformado en porcentaje de cobertura, a partir de la medida del ancho del arroyo y el largo del tramo evaluado. Para disminuir errores de medición, todas las fotos fueron tomadas por la misma persona.

A partir de la lista de especies encontradas y de la cobertura registrada para cada una de ellas, se calculó el número de especies (N) y el Índice de diversidad (H') de Shannon-Wiener (1963): $H' = -\sum p_i \ln p_i$

donde:

$p_i = n_i/n$

n_i : es la cobertura de cada especie.

N: número total de individuos.

Los cálculos se realizaron con el programa PAST version 3.2 (Hammer et al. 2001).

Figura 5: Detalle de los polígonos realizados utilizando el programa ImageJ para calcular los m^2 de los manchones de cada especie en los arroyos Martín y Carnaval, provincia de Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015.

3.1.3 Análisis de los datos

Para evaluar las diferencias significativas en los parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos, en el Índice de Shannon-Wiener, en la riqueza de plantas acuáticas y la cobertura de las mismas entre los sitios muestreados, se realizaron modelos lineales mixtos (MLM). Un modelo mixto es un modelo estadístico que incorpora efectos fijos y efectos aleatorios. Los efectos fijos son factores cuyos niveles están determinados experimentalmente o son parámetros tomados del campo que se supone son los mismos cada vez que se recopilan datos, y los efectos aleatorios son variables aleatorias asociadas a un sub-grupo de muestras, donde se reconoce la existencia de correlaciones entre ellas. La parte aleatoria contiene componentes que permiten analizar datos anidados, datos con correlación temporal y correlación espacial (Zuur et al. 2009).

Antes de realizar los modelos, las variables expresadas en proporción fueron previamente transformadas utilizando arcoseno y las demás variables fueron transformadas utilizando el $\ln(x+1)$. Los MLM presentaron una distribución de errores de tipo Gaussiana (función de enlace: identidad) utilizando una estimación de máxima verosimilitud o REML.

La variable predictora para todos los modelos (factor fijo) fue denominada "Sitio", compuesta por 7 niveles: C1, C2, C3, M1, M2, M3, M4 (los sitios de muestreo). En el caso de los modelos para los parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos, se agregaron dos factores aleatorios a los modelos: las fechas de muestreo (F1, F2, F3, F4, F5, F6) y los arroyos (Martín y Carnaval), debido a la falta de independencia temporal y espacial.

Los valores del Índice de Shannon-Wiener, riqueza y cobertura de macrófitas fueron a nivel de tramo estudiado (60 metros por sitio), como resultado solo existió un valor para cada sitio y fecha. Por este motivo los modelos realizados para estas variables presentaron solo el factor aleatorio “arroyo”. En el caso de los nutrientes fue similar, debido a que solo se pudo analizar una muestra por sitio y fecha.

Para seleccionar el mejor modelo (siempre para la misma variable respuesta) se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Zuur et al. 2009) y el Δ_i :

$$AIC = -2 \times \text{Likelihood}(\theta) + 2 \times p$$

número de parámetros (θ) (penalidad por la complejidad)

Linkelihood (medida de ajuste)

$$\Delta_i = AIC \text{ del modelo} - AIC \text{ mínimo encontrado.}$$

A diferencia de la prueba de hipótesis, el AIC permite comparar varios modelos con diferente estructura fija y aleatoria. El modelo que presentó un menor AIC representó el mejor ajuste y por ende fue el seleccionado.

La homocedasticidad fue evaluada a partir de un gráfico de Residuos estandarizados de Pearson en función de los valores predichos. Cuando se cumplía el supuesto de homogeneidad de varianzas, el modelo correspondiente a cada variable respuesta se contrastó por prueba de hipótesis con el modelo nulo (sin las variables explicativas) a través del estadístico F de Fisher. De esta manera se testea la significancia del predictor de interés. En los casos donde fue necesario modelar la heterocedasticidad debido a la falta de homocedasticidad, se utilizó la función Varident, la cual crea un varianza para cada grupo especificado previamente (Zuur et al. 2009). Los modelos nulos y los modelos con y sin la función “Varindet” fueron comparados entre sí (siempre para la misma variable respuesta) a través del AIC. De la misma manera se testó la estructura aleatoria. Luego de ajustar cada modelo se realizó una prueba de Shapiro con los residuos, además de histogramas y gráficos de cuantiles también a partir de los residuos para comprobar la normalidad.

La fórmula de los modelos fue la siguiente:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 i(\text{Sitio}) + b_1 j(\text{arroyo}) + b_2 k(\text{fecha}) + \varepsilon$$

Donde y_i es la variable respuesta (dependiendo el caso), β_0 es el intercepto, β_1 es el coeficiente asociado con la variable “Sitio”, b_1 y b_2 son los coeficientes asociados con los factores aleatorios (arroyo y fecha) y ε es el error asociado a lo que el modelo no puede explicar. En los modelos realizados con los nutrientes, el Índice de Shannon-Wiener, la riqueza y la cobertura de macrófitas el término “ $b_2 k(\text{fecha})$ ” correspondiente al efecto aleatorio “fecha” fue omitido.

Una vez seleccionados los modelos, cuando presentaban diferencias significativas para el factor “Sitio”, se realizaron comparaciones a posteriori (LSD Fisher).

Todos los MLM y test a posteriori fueron realizados con el software R versión 3.5.1 (R-Development Core Team 2018), lme4 (Bates y Maechler 2010), MuMIn (Barton 2013).

Con el objetivo de realizar una caracterización de los arroyos y del ensamble de macrófitas presentes, además de un ordenamiento de los sitios en función de las variables fisicoquímicas e hidrogeomorfológicas medidas, se realizó un Análisis de Correspondencia Detendenciado (DCA, por sus siglas en inglés). Para este análisis se incluyeron los promedios de las variables fisicoquímicas e hidrogeomorfológicas tomadas en cada sitio y fecha de muestreo (temperatura, pH, conductividad, turbidez, OD, PO₄, NO₂, NO₃, NH₄, DQO, DBO₅, caudal, velocidad de la corriente, ancho, profundidad, % materia orgánica). Estas variables fueron previamente transformados (a excepción del pH) utilizando el $\ln(x+1)$. Para el caso de la materia orgánica se utilizó la transformación ARCOSENO debido a que los valores se expresan en porcentaje. El DCA es un análisis estadístico para determinar qué método multivariado de ordenamiento es más conveniente aplicar en función de los datos. Este método de gradiente indirecto permite discriminar entre la aplicación de un método lineal como el Análisis de Redundancias (RDA por sus siglas en inglés) o un método unimodal como el Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA, por sus siglas en inglés). Si el resultado de la longitud del gradiente de desviación estándar del DCA fuera mayor a 4, el método a aplicar es el CCA, en cambio si la longitud del gradiente es menor a 4 se recomienda realizar un RDA.

En este estudio, la longitud del gradiente de desviación estándar del análisis de las variables fue de 2,45. Para realizar el RDA se incluyeron en el análisis la cobertura de todas las especies de macrófitas registradas, previamente transformadas con ARCOSENO. Luego de realizar el RDA con todas las variables antes mencionadas, a través de un test F de Fisher se identificaron las variables fisicoquímicas e hidrogeomorfológicas significativas y que explicaron la mayor parte de la variabilidad observada ($p < 0,05$), en los gráficos que se presentan en resultados sólo se incluyeron dichas variables.

A partir del RDA realizado, se graficaron dos Biplot: uno para analizar el ordenamiento de los sitios en función de las variables significativas, y otro para analizar el ensamble de macrófitas en función de las características de los sitios. Todos los análisis de ordenamiento y transformación de los datos se realizaron con el paquete estadístico CANOCO (Ter Braak 1995).

3.2 Macrófitas y macroinvertebrados

A partir de estudios publicados (Rodrigues Capítulo y Gómez 2004; Feijoó y Lombardo 2007; Cortelezzi et al. 2013; López van Oosterm 2014; López van Oosterm et al. 2016) y del muestreo previo realizado, se seleccionaron algunas de las especies más frecuentes en los arroyos de la zona para realizar el muestreo de macroinvertebrados. Las especies seleccionadas fueron: *Ludwigia peploides* (Kunth) P. H. Raven (Onagraceae) **flotante**, *Gymnocoronis spilanthoides* (Don) DC. (Asteraceae) **emergente**, *Schoenoplectus californicus* (C. A. Meyer) Soják (Cyperaceae) **emergente**, *Hydrocotyle ranunculoides* L. (Umbelliferae) **flotante arraigada**, *Polygonum punctatum* Elliot (Polygonaceae) **emergente**. Se seleccionó además a *Egeria densa* Planch (Hydrocharitaceae), por su elevada complejidad estructural, su importancia y para contemplar en este estudio una especie representante de la forma de vida **sumergida**. Las características generales de cada especie se detallan a continuación (Cabrera 1964; Lahitte et al. 2004).

3.2.1 Macrófitas

Ludwigia peploides

Nombre vulgar: duraznillo del agua, planta acuática perenne de tallos flotantes (forma de vida flotante arraigada), radicantes en los nudos, ramas ascendentes hasta de 0.6 m de altura y con las floríferas pilosas. Hojas hasta de 9 cm de longitud, oblongas o espatulado-oblongas. Flores solitarias, pentámeras, crecen desde las axilas de las hojas, son de color amarillo brillante, y pueden tener una longitud de 7 a 24 mm. Esta especie exhibe dimorfismo radicular y tiene raíces adventicias que se forman en los nudos y aseguran la absorción de oxígeno (Fig.6).

Presenta una distribución desde los Estados Unidos hasta Argentina, introducida en las islas del Pacífico, Australia y Nueva Zelanda. Es común en charcas lagos y arroyos y se reproduce principalmente por multiplicación vegetativa.

Figura 6: *Ludwigia peploides*, forma de vida flotante arraigada. Fotografía tomada durante el muestreo de marzo del 2015, Buenos Aires. En la imagen se detalla la flor amarilla.

Gymnocoronis spilanthoides

Nombre vulgar: Jazmín del bañado, planta acuática emergente que puede formar arbustos de hasta 1,5 m de altura y presentar tallos de hasta 2.5 m de largo. Las hojas son opuestas, verde oscuro brillante, ovadas a lanceoladas, grandes, de 5-20 cm de largo, 2,5-5 cm de ancho, en tallos cortos presentan márgenes aserrados y ligeramente ondulados. Las flores son blanquecinas, numerosas, agrupadas en cabezas terminales de 1,5 a 2 cm de diámetro, subtendidas por una sola hilera de brácteas involucrales verdes. Las raíces son adventicias y se desarrollan a partir de los nodos (Fig. 7). Se distribuye desde México hasta Argentina, introducida en Australia, Nueva Zelanda y parte de Europa.

Figura 7: *Gymnocoronis spilanthoides*, forma de vida emergente. Fotografía tomada durante el muestreo de marzo del 2015, Buenos Aires. En la imagen se detallan las inflorescencias blancas.

Egeria densa

Nombre vulgar: Elodea. Presenta una forma de vida sumergida, es arraigada en cuerpos de agua poco profundos, de lo contrario flota libremente. Tallos escasamente ramificados que pueden llegar a medir 50 cm, con entrenudos cortos, delicados, que se rompen fácilmente. Raíces similares a filamentos, en la base de las plantas y en algunos nodos, especialmente en piezas rotas. Hojas sésiles, lanceoladas, de 1-3 cm de largo y 5 mm de ancho, dispuestas en verticilos de 4-6, ápice redondeado o agudo, márgenes finamente dentados, superficie lisa, intensamente verde cuando reciben luz natural. Son plantas dioicas, de las axilas de algunas hojas surgen espatas y de su interior emergen pedúnculos florales de 2-6 cm de largo, que exponen flores solitarias de 2 cm por encima de la superficie del agua (Fig. 8). Se reproduce principalmente por multiplicación vegetativa, los fragmentos de tallos que se desprenden de los manchones establecidos en los arroyos, son arrastrados por la corriente y pueden establecerse aguas abajo. Especie distribuida desde el Sudeste de Brasil hasta Argentina. Actualmente se halla naturalizada en casi todo el mundo, pero representa un problema en algunas partes de Europa, Asia y Australia.

Figura 8: *Egeria densa*, forma de vida sumergida. Fotografía tomada durante el muestreo de marzo del 2015, Buenos Aires. En la imagen se detalla la flor blanca que presenta.

Schoenoplectus californicus

Nombre vulgar: junco, planta emergente, perenne, los tallos son lisos, erectos, trígonos y puede medir hasta 3 metros de alto. Las hojas de la sección inferior presentan vainas foliares carentes de láminas, las superiores las desarrolla ocasionalmente. Las inflorescencias son un agregado simple y pseudolateral, que tiene una bráctea erecta que semeja una continuación del tallo y las flores son hermafroditas (Fig. 9). Distribución desde el sur de los Estados Unidos hasta Argentina, es común en arroyos, zanjas y playas arenosas formando extensos juncuales.

Figura 9: *Schoenoplectus californicus*, forma de vida emergente. Fotografía tomada durante el muestreo de noviembre 2015, Buenos Aires. En la imagen se detalla la inflorescencia.

Hydrocotyle ranunculoides

Nombre vulgar: redondita de agua, macrófita perenne y flotante arraigada, con tallos rastreros o flotantes. Hojas largamente pecioladas, con raíces, hojas e inflorescencias en los nudos, flores hermafroditas con pedúnculos de 2 a 4 cm de longitud (Fig. 10). Especie presente en la zona cálida de América del Sur, Bolivia, Chile, Uruguay y Argentina.

Figura 10: *Hydrocotyle ranunculoides*, forma de vida flotante. Fotografía tomada durante el muestreo de marzo del 2015, Buenos Aires. En la imagen se detalla la inflorescencia que presenta.

Polygonum punctatum

Nombre vulgar: catay dulce, macrófita perenne, emergente, con tallos ascendentes de 0,3 a 1 m de altura con base frecuentemente sumergida. Hojas con pecíolos articuladas a las ócrea, alternas, lanceoladas, de hasta 12 cm de longitud, puntiagudas y con la base. Inflorescencias en racimos laxos, delgados, erguidos o curvados, de hasta 9 cm de largo; brácteas rojizas de hasta 3 mm de largo, acompañando a los grupos de flores; flores diminutas, de 2-4 mm de largo, con perianto de 3-6 tépalos, cubiertos de puntos glandulares evidentes, con 8 estambres, 3-estilos unidos por la base, con puntos glandulares evidentes (Fig. 11).

Figura 11: *Polygonum punctatum*, forma de vida flotante. Fotografía tomada durante el muestreo de noviembre 2015, Buenos Aires. En la imagen se detalla la inflorescencia que presenta.

3.2.2 Muestreo y procesamiento de los macroinvertebrados

Para analizar el ensamble de macroinvertebrados presentes en estas especies, en cada sitio y en cada fecha se extrajeron por triplicado muestras de macroinvertebrados. Se utilizaron dos estrategias de muestreo debido a que las macrófitas seleccionadas presentan diferentes formas de vida. Por un lado se utilizó un cuadrado de 30x30 cm, con una malla de 500 μm . El mismo se colocó por debajo de la “cama de macrófitas” y se levantó con un solo movimiento la vegetación. Las plantas y los macroinvertebrados capturados, se fijaron *in situ* con formaldehído al 5% (v/v) (Barbour et al. 1999) y posteriormente se llevaron al laboratorio para su procesamiento. Este método se utilizó para muestrear los manchones de *L. peploides*, *G. spilanthoides*, *H. ranunculoides*, *P. punctatum* y *E. densa*, los cuales forman camas que permite este tipo de técnicas. Por otro lado, para muestrear los manchones de *S. californicus*, se aplicó otra técnica debido a que esta especie desarrolla tallos desnudos de hasta 3 metros de altura con una estructura muy cerrada. En este caso se utilizó una red cilíndrica de 70 cm de largo y 32 cm de diámetro, con una malla de 500 μm , abierta en ambos extremos pero provista de una cuerda en su abertura inferior que permitió cerrarla para evitar el escape de

invertebrados nadadores. Por otra parte presentaba anillos plásticos externos que le permitieron mantener su forma (Cheruvilil et al. 2000). Al igual que con las demás especies se colectaron las plantas y los macroinvertebrados capturados se fijaron *in situ*. En el laboratorio cada muestra se lavó en bateas con abundante agua para separar las macrófitas de los invertebrados. Los fragmentos de plantas acuáticas fueron llevadas a la estufa a 70 °C hasta obtener peso seco constante (aproximadamente 3 días), para luego realizar los cálculos de densidad de macroinvertebrados (ind.grPS⁻¹: individuos por gramos de peso seco de planta). Esta medida permitió estandarizar las dos metodologías utilizadas y el número de individuos encontrados en manchones más densos, debido a las diferentes complejidades y formas de vida que presentan las especies.

Los macroinvertebrados separados fueron conservados en alcohol al 70%, para luego ser identificados bajo lupa estereoscópica utilizando las claves disponibles: Merritt et al. (2008); Domínguez et al. (2009).

3.2.3 Análisis de los datos

A partir de la información obtenida de la lista de taxa y debido a que no todos los organismos pudieron ser identificados a nivel de especie, se decidió trabajar con el nivel más bajo de determinación posible en cada grupo. Por lo tanto, los valores de riqueza y diversidad se refieren a “riqueza taxonómica” siguiendo la metodología de Malmquist et al. (2000).

Se calculó además la equitatividad (J), el número de taxa (N) y el Índice de diversidad (H') de Shannon-Wiener (Shannon y Wiener 1963):

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

donde:

$$p_i = n_i/n$$

n_i : número de individuos de cada taxa.

N: número total de individuos.

Los cálculos se realizaron con el programa PAST versión 3.2 (Hammer et al. 2001).

Para el análisis de los grupos funcionales alimentarios (GFA) se clasificaron los taxa en categorías siguiendo la metodología propuesta por: Tangorra (2005); Merritt et al. (2008).

A partir del número de individuos correspondientes a cada GFA se estableció la

proporción de cada GFA sobre el total de individuos encontrados en la muestra correspondiente.

Para el análisis estructural y funcional del ensamble de macroinvertebrados presentes en las especies de macrófitas estudiadas se realizaron modelos lineales mixtos (MLM) con distribución de errores de tipo Gaussiana (función de enlace: identidad) utilizando una estimación de máxima verosimilitud o REML. Las variables respuestas evaluadas fueron: densidad, Índice de Shannon-Wiener, riqueza, equitatividad, proporción de depredadores, raspadores, colectores-filtradores, colectores-recolectores y succionadores. Las variables expresadas en proporción fueron transformadas utilizando arcoseno, para el resto se utilizó el $\ln(x+1)$.

La variable predictora para todos los modelos (factor fijo) fueron las especies de macrófitas muestreadas (6 niveles, uno para cada especie seleccionada). El factor aleatorio estuvo compuesto por las fechas (F1, F2, F3, F4, F5, F6) y los sitios (C1, C2, C3, M1, M2, M3, M4) de muestreo. Luego de ajustar cada modelo se realizó una prueba de Shapiro con los residuos, además de histogramas y gráficos de cuantiles también a partir de los residuos para comprobar la normalidad.

La homocedasticidad fue evaluada a partir de un gráfico de Residuos estandarizados de Pearson en función de los valores predichos. Cuando se cumplía el supuesto de homogeneidad de varianzas, el modelo correspondiente a cada variable respuesta se contrastó por prueba de hipótesis con el modelo nulo (sin las variables explicativas) a través del estadístico F de Fisher. De esta manera se testea la significancia del predictor de interés, en este caso “macrófitas”. En los casos donde fue necesario modelar la heterocedasticidad debido a la falta de homocedasticidad se utilizó la función Varident, la cual crea un varianza para cada grupo especificado previamente (Zuur et al. 2009). En este caso, los modelos nulos, los modelos con y sin la función “Varindet” fueron comparados entre sí (siempre para la misma variable respuesta) a través del Criterio de Información de Akaike (AIC) (Zuur et al. 2009) y el Δ_i :

$$AIC = -2 \times \text{Likelihood}(\theta) + 2 \times p$$

número de parámetros (θ) (penalidad por la complejidad)

Linkelihood (medida de ajuste)

$$\Delta_i = AIC \text{ del modelo} - AIC \text{ mínimo encontrado}$$

El modelo que presentó un menor AIC, representó el mejor ajuste y por ende fue el seleccionado.

La fórmula de los modelos fue la siguiente:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 i (\text{macrófitas}) + b_1 j (\text{Fecha}) + b_2 k (\text{Sitios}) + \varepsilon$$

Donde y_i es la variable respuesta (las 9 variables respuesta antes mencionadas), β_0 es el intercepto, β_1 es el coeficiente asociado al factor fijo (en este caso macrófitas), b_1 y b_2 son los coeficientes asociados a los factores aleatorios (fecha y sitios). El ε es el error asociado a lo que el modelo no puede explicar.

Una vez seleccionados los modelos, cuando presentaban diferencias significativas para el factor fijo, se realizaron comparaciones a posteriori (LSD Fisher).

Para analizar si existieron diferencias significativas en el ensamble de macroinvertebrados presente en las macrófitas se realizó un análisis de similaridad (ANOSIM) a partir de las densidades encontradas de cada taxa en cada macrófita. Además se realizó un análisis SIMPER para determinar que taxa contribuyen con la disimilitud (Primer 6.1 software), utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis (Clarke y Warwick 2001).

3.3 Consumo y preferencia de *Pomacea canaliculata*

Para el análisis del consumo y la preferencia alimentaria de *Pomacea canaliculata*, se utilizó a *L. peploides*, y a *G. spilanthis* debido a su elevada frecuencia en los arroyos de la zona. Con el objetivo de incluir una especie representante de la forma de vida sumergida, se seleccionó a *E. densa*, debido a la importancia que tiene esta forma de vida en los sistemas lóticos.

Se realizaron dos ensayos en el laboratorio, uno denominado de “no elección” y otro de preferencia o de “múlti-oferta”. El primer ensayo se realizó para estimar la tasa relativa de consumo o RCR ($\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$) por sus siglas en inglés, de *P. canaliculata* por las especies de macrófitas seleccionadas. La misma fue calculada como el peso seco de cada fragmento de planta consumido por unidad de masa seca de caracol en 24 h, siguiendo la metodología propuesta por Elger y Willby (2003). El segundo ensayo se llevó a cabo para determinar si *P. canaliculata* presenta una preferencia por las macrófitas al ser ofrecidas al mismo tiempo, para lo cual también se calculó el RCR como medida comparativa.

Los dos ensayos fueron llevados a cabo en el Bioterio del ILPLA, primero se realizó el ensayo de “no-elección” y luego el de “multi-oferta” de forma consecutiva debido a la cantidad de acuarios que fueron necesarios y el espacio que eso conlleva. Cada ensayo tuvo una duración de 17 días, entre la aclimatación, ensayo, colección y limpieza.

Por otro lado, con el objetivo de evaluar la relación entre el consumo de *P. canaliculata* y los rasgos químicos y estructurales de las macrófitas. Se realizaron análisis del contenido nutricional (concentración de nitrógeno, fósforo y carbono), de las defensas químicas (fenoles) y de las características estructurales (contenido de materia seca y cenizas) de las macrófitas utilizadas en los experimentos.

3.3.1 Ensayos en el laboratorio

Para realizar los dos ensayos se colectaron caracoles y fragmentos de las macrófitas en el arroyo Martín (Partido de La Plata-Prov. Buenos Aires). Los caracoles utilizados presentaron un largo de concha de aproximadamente 20 mm (Baker et al. 2010). Para

ambas experiencias, los caracoles fueron mantenidos durante quince días bajo condiciones controladas (22 °C, fotoperiodo 12 D: 12 N) con una alimentación a base de lechuga (*Lactuca sativa*) y las 48 h previas al ensayo fueron dejados en ayunas. Antes de comenzar los experimentos, se colectaron del arroyo fragmentos de cada especie de macrófitas de aproximadamente 30 cm de largo de tallo (tanto para los tratamientos como para los controles), sin marcas de herbivoría. Los mismos fueron secados con una toalla de papel y pesados (peso húmedo = PH0) en una balanza analítica con una precisión de 0,01 mg. Para ambos experimentos, los fragmentos seleccionados fueron colocados en acuarios de 3,0 litros.

En el caso del ensayo de “no-elección” cada tratamiento estuvo compuesto por 6 acuarios por especie de macrófita, cada uno con un fragmento de macrofita y un caracol (Fig. 12). Los controles (6 acuarios por especie) estuvieron compuestos por un fragmento de planta sin el gasterópodo. Cada fragmento de planta (tanto en los controles como en los tratamientos) fue dejado por 24 h en los acuarios. Transcurrido ese período de tiempo, los fragmentos remanentes en los tratamientos fueron retirados y secados en estufa a 70 °C por 48 h (peso seco con pastoreo = PS1-con pastoreo) y se midió la longitud total de los caracoles. En el caso de los controles los fragmentos también fueron retirados y secados en estufa a 70 °C por 48 h (peso seco = PS1). Al término de la experiencia los caracoles fueron liberados.

Figura 12: Detalle de las acuarios en la experiencia de consumo de “no-elección” para estimar la tasa relativa de consumo ($\text{RCR} \cdot \text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$) de *P. canaliculata* por las especies de macrófitas estudiadas.

Para el ensayo de preferencia o de “multi-oferta”, se utilizaron 16 acuarios con un fragmento de cada especie de macrófita y un caracol. Los controles consistieron en 8 acuarios donde se colocaron un fragmento de cada especie de planta sin el gasterópodo. Como se mencionó anteriormente, luego de la exposición de 24 h, los fragmentos remanentes fueron procesados de la misma forma que para el ensayo de “no elección”. Al término de la experiencia los caracoles fueron liberados. Como fue mencionado anteriormente, a partir de este ensayo también se calculó el RCR como medida comparativa.

3.3.2 Rasgos químicos y estructurales de las macrófitas

Durante la recolección de fragmentos de macrófitas para realizar las experiencias, se colectaron además, fragmentos destinados al análisis de los rasgos químicos y estructurales de cada especie. Dichos fragmentos fueron llevados al laboratorio donde se lavaron para extraer el biofilm epifítico y posibles invertebrados. Luego se colocaron en estufa a 70°C hasta alcanzar peso constante.

Los fragmentos destinados a los análisis químicos, se homogeneizaron individualmente en un mortero y se conservaron en recipientes herméticos. El contenido de nitrógeno (3 réplicas por macrófita), fósforo (5 réplicas por macrófita), carbono (3 réplicas por macrófita) y fenoles (3 réplicas por macrófita) se analizó siguiendo los siguientes protocolos:

Protocolo para el análisis del nitrógeno total:

Metodo de Kjeldahl 4500-N org B Macro Kjeldahl Method. APHA 1998 (4-124).

Protocolo para el análisis de fósforo:

Se tratan las muestras sólidas por el método de Ignición de Andersen (1976) (LOI). Luego se realiza el análisis del fósforo reactivo soluble (PRS) 4500P-E Ascorbic Acid Method APHA (1998).

Carbono orgánico total (COT):

Una vez procesadas las muestras, se utilizó un Analizador de Carbono Apollo 9000 Teledyne Tekmar con Boat Sampler Rosmant Model 183 Dohrmann.

Concentración de fenoles:

Se utilizó el método Folin-Ciocalteu (Bärlocher y Graça 2005).

Con los valores obtenidos de nitrógeno y carbono total se calculó la relación C: N.

Los fragmentos de plantas para el análisis de los rasgos estructurales fueron separados en dos grupos. Un grupo fue destinado para el cálculo del contenido de materia seca (DMC por sus siglas en inglés, 9 réplicas por especie) y otro para el contenido de cenizas (7 réplicas por especie). Para el cálculo del DMC, cada fragmento fue pesado en una balanza analítica con una precisión de 0,01 mg antes de ser colocado en la estufa (peso húmedo = PH). Luego de haber alcanzado peso contante se pesó nuevamente (peso seco = PS) y para estimar el DMC se siguió la fórmula propuesta por Elger y Willby (2003), $100 \times PS/PH$. El segundo grupo fue destinado para el cálculo del contenido de cenizas, luego de haber alcanzado el peso constante en estufa, fueron pesados (PS) y colocados en una mufla a 500°C por 4 horas. Los restos de los fragmentos fueron pesados (cenizas) y se estimó la proporción en base al PS.

3.3.3 Análisis de datos

La tasa relativa de consumo ($RCR-g \cdot g^{-1} \cdot dia^{-1}$) de *P. canaliculata* fue calculada como el peso seco de cada fragmento consumido ($PS1-sin \text{ pastoreo} - PS1-con \text{ pastoreo}$) por unidad de masa seca de caracol en 24 h (Elger y Willby 2003). Para poder realizar dicho cálculo, primero se ajustaron tres regresiones lineales (una para cada macrófita) a partir de los datos del PH0 y PS1 de los controles, siguiendo la ecuación: $PS1 \text{ control} = a \times PH0 \text{ control} + b$. Los controles de ambos experimentos fueron utilizados para ajustar la regresión, con el objetivo de abarcar la mayor variabilidad posible ($n=14$ para cada especie de macrófita). Antes de realizar la regresión se comprobó que no existieran diferencias significativas entre el peso de los fragmentos de la misma especie entre ambos experimentos a través de una prueba t de Student. Para ello se transformaron los datos utilizando $\ln(x+1)$ y se confirmó el cumplimiento de los supuestos de normalidad y

homogeneidad de varianzas. Una vez ajustadas las regresiones, las constantes y ecuaciones se utilizaron para estimar cuál hubiera sido el PS1 de los fragmentos de los acuarios de los tratamientos en ausencia del caracol (PS1-sin pastoreo) siguiendo la metodología propuesta por Elger y Willby (2003).

Por otro lado, para estimar el peso seco de cada caracol, se utilizó como base la ecuación de la regresión linealizada entre el largo total de concha (LT) y el peso seco libre de concha ajustada por Ferreira (2015) (n=188) a la cual se le agregaron datos propios (25 caracoles). Los 25 caracoles utilizados para este fin fueron recolectados del arroyo Martín, en el laboratorio se midieron los ejemplares y se les retiró la concha, luego fueron secados en estufa a 70 °C por 48 h. De esta forma se pudo estimar el PS libre de concha de cada caracol durante los ensayos.

Las diferencias entre el RCR de las tres especies en los ensayos de “no elección” y de preferencia fueron testeados a través de modelos lineales generalizados (GLM) y Mixtos (GLMM). Ambos modelos fueron primero ajustados con una distribución de errores Gaussiana y una función de enlace identidad. La normalidad de los residuos fueron testeados con una prueba de Shapiro, como los residuos no se distribuyeron normalmente ($p < 0,004$) se utilizó una distribución Gamma con función de enlace inversa para realizar los análisis. En todos los casos se testeó el modelo nulo con los modelos completos para evaluar la significancia de los predictores de interés. Los modelos en cada ensayo se detallarán a continuación:

Modelo de “no-elección” (GLM): la variable respuesta utilizada fue RCR y la variable predictora fue “macrófita”, con tres niveles: *L. peploides*, *G. spilanthoides* y *E. densa*. La fórmula fue la siguiente:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 \text{macrófita} + \varepsilon$$

Donde y_i es la variable respuesta (RCR en este caso), β_0 es el intercepto y β_1 fue el coeficiente asociado con la variable predictora y ε es el error asociado a lo que el modelo no puede explicar. Cuando se encontraron diferencias significativas, se realizó un test de

LSD Fisher para determinar entre que niveles de la variable predictora se encontraban las diferencias.

Modelo de preferencia (GLMM): la variable respuesta utilizada fue RCR y la variable predictora “macrófita”, con tres niveles: *L. peploides*, *G. spilanthoides* y *E. densa*. A este modelo se le agregó un factor aleatorio por la falta de independencia de los datos. Debido a que tres fragmentos están en el mismo acuario, los datos no son independientes (Zuur et al. 2009). La fórmula fue la siguiente:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 \text{macrófita} + b_1 \text{pecera} + \varepsilon$$

Donde, β_0 es el intercepto, β_1 es el coeficiente asociado con la variable predictora “macrófita” y b_1 es el coeficiente asociado al factor aleatorio, en este caso la pecera. Cuando se encontraron diferencias significativas, se realizó un test a posteriori (LSD Fisher) para determinar entre qué niveles de la variable predictora se encontraban las diferencias.

Las comparaciones entre los rasgos químicos y estructurales de las distintas especies de macrófitas se testearon a través de una ANOVA una vía, seguido de un test a posteriori (Underwood 1997).

Todos los análisis fueron llevados a cabo con el software R versión 3.4.4 (R-Development Core Team 2018), con los paquetes: MASS (Venables y Ripley 2002), MuMIn (Barton 2013) and lme4 (Bates y Maechler 2010).

3.4 Trasplantes de macrófitas

Para analizar la eficiencia de los trasplantes de macrófitas en arroyos de baja pendiente afectados por obras hidráulicas, se seleccionaron sitios de referencia no dragados (SND) y sitios afectados por obras hidráulicas (SD). La municipalidad de La Plata tenía planificado dragar y ensanchar los arroyos Martín y Carnaval durante el período 2014-2015, de modo que para realizar el experimento se seleccionarían tramos en ambos cursos de agua con similares características. Sin embargo las obras en el arroyo Carnaval fueron detenidas por problemas políticos. De modo que el experimento fue llevado a cabo sólo en el arroyo Martín. La selección del sitio dragado y de la fecha en la cual se realizaron los trasplantes dependió pura y exclusivamente de las obras. Debido a que estas comenzaron a finales de la primavera en la sección del arroyo seleccionado, el trasplante pudo realizarse luego de que finalizaran las obras en dicha sección, el 20 de enero del 2015, lo cual correspondía al verano. A pesar de que el período que se corresponde con el pico productivo había pasado, seguía siendo un período de alto crecimiento, de modo que se pudo llevar a cabo el experimento.

Entonces, los dos sitios seleccionados para este estudio fueron: el primero fue el sitio “No Dragado” (SND), se encuentra 500 metros aguas arriba del SD. El registro de obras hidráulicas para este sitio, confirma su realización 5 años antes. Este sitio fue seleccionado exclusivamente para este experimento, debido a las cercanías con el tramo afectado por las obras. El segundo fue el sitio denominado “Sitio Dragado” (SD), había sido dragado, rectificado y ensanchado aproximadamente 15 días antes de comenzado el experimento. Las especies seleccionadas para realizar los trasplantes fueron las mismas utilizadas en el ensayo de consumo: *L. peploides*, *G. spilanthis* y *E. densa*.

El experimento comenzó el 6 de febrero del 2015, se colectaron las macrófitas en el SND y se colocaron en 9 bandejas de 45 × 35 × 10 cm para cada especie. Cada bandeja estaba cubierta en su totalidad por los ejemplares de cada especie, debido al desarrollo de las camas y a las características de las especies no fue posible contabilizar todos los individuos transportados. Por este motivo solo se registró el área, para poder reportar los cambios producidos en la cobertura durante la experiencia. La colección de las especies fue hecha manualmente por medio de palas de jardinería, teniendo mucho

cuidado de no dañar las raíces ni los tallos. Con el objetivo de excluir los efectos del substrato, sedimento circundante a las raíces fue colocado en las bandejas junto con las plantas, siguiendo las recomendaciones de Riis et al. (2009). Una vez que las plantas estuvieron colocadas en las bandejas en el SND, fueron llevadas inmediatamente al SD (500 metros aguas abajo).

En el SD, cada grupo de 9 bandejas fue subdividida en tres grupos para formar con cada uno de ellos tres manchones por especie, cada manchón fue numerado e identificado por medio de una marca en las bandejas. Las bandejas fueron enterradas en el sedimento del arroyo a una profundidad de entre 0,15 y 0,20 metros dependiendo de la especie, y donde la velocidad de la corriente fue entre 0,06 y 0,1 m.s⁻¹. Los tres manchones fueron ubicados siguiendo las recomendaciones de Bal et al. (2011) para reducir al máximo posible la resistencia hidráulica (Fig.13). El propósito de propagar a las plantas acuáticas en bandejas, fue para permitir que desarrollen un extensivo sistema radicular y camas más cohesivas para resistir los cambios en la velocidad del agua. Luego de instalar las bandejas, se seleccionaron 10 ejemplares, los cuales se pudieron individualizar y marcar por medio de etiquetas plásticas. Al momento de ser marcados, los tallos medían aproximadamente 30 cm y no poseían ramas laterales.

Figura 13: Disposición de los tres manchones de cada especie en el SD durante la experiencia *in-situ* realizada en el arroyo Martín, provincia de Buenos Aires-febrero 2015.

Luego de ser instaladas las bandejas en SD, se realizaron 4 muestreos durante toda la experiencia: el primero fue realizado tres días después del trasplante (T1), el segundo 25 días después (T2), el tercero 50 días después (T3) y el último 90 días después del trasplante (T4).

3.4.1 Parámetros físicoquímicos e hidrogeomorfológicos

En cada ocasión de muestreo y en ambos sitios se registraron por triplicado los siguientes parámetros: con un sensor HORIBA Multiparamétrico U-10: oxígeno disuelto (OD, mg/L), la temperatura (°C), el pH, la conductividad (mS.cm⁻¹), y la turbidez (NTU). Además se colectaron muestras de agua, se refrigeraron y filtraron con una membrana 0,45-μm (Sartorius) para el análisis de nutrientes disueltos: amonio (NH₄), nitritos (NO₂), nitratos (NO₃) y fósforo reactivo soluble (PRS; PO₄), además de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y la demanda química de oxígeno (DQO) siguiendo la metodología propuesta por APHA (1998). También se registró el ancho y la velocidad de la corriente (correntímetro digital MiniAir-Water 20 de sensibilidad 0,01 m.seg⁻¹), para luego calcular el caudal (Elosegi y Sabater 2009).

3.4.2 Monitoreo de los manchones de macrófitas

Para evaluar el crecimiento de cada especie a lo largo del experimento se utilizaron diferentes métricas de los tallos y la cobertura de cada manchón. En cada ocasión de muestreo y en ambos sitios, se registró el largo de cada tallo marcado (LT=distancia entre la base del tallo y el meristema apical), largo de los internodos (observados 3 cm por debajo del meristema apical), número de nodos y ramas laterales (Thiébaud et al. 2016). A partir de los valores de longitud iniciales y finales de los tallos se calculó el incremento del tallo para cada especie (IL [cm] = final LT– inicial LT) (Choudhury et al. 2014). Debido a que las tres especies tienen formas de vida diferentes, no fue posible realizar comparaciones directas entre las longitudes de los tallos. Para poder realizar dichas comparaciones, se calculó la tasa de crecimiento relativo (RGR por sus siglas en inglés), utilizando los valores de IL dividido el tiempo que duró la experiencia (Vari 2013). Además, se registró la cobertura de cada manchón siguiendo la metodología explicada en la sección “Caracterización de los Sitios” en materiales y métodos.

3.4.3 Biofilm epifítico

Para analizar la porción autotrófica del biofilm epifítico en cada especie de macrófita se colectaron muestras por triplicado antes del trasplante en el SND, en la fecha T2 y en la fecha T4 en ambos sitios. Cada réplica estaba compuesta por tres fragmentos de 15 cm (incluyendo tallo y hoja), los cuales fueron refrigerados y llevados al laboratorio para su análisis.

Para extraer el biofilm epifítico, cada muestra fue sonicada en un baño de ultrasonido (Cleanson) por un período de 2 minutos (Romaní y Sabater 2001). Una fracción del sobrenadante fue utilizada para la cuantificación de la concentración de clorofila *a* (Elosegi y Sabater 2009) y la fracción remanente fue fijada en formol al 4%, para la cuantificación de los grandes grupos taxonómicos algales. Para los grupos algales se utilizó una cámara Sedgewick-Rafter y un microscopio Olympus BX51 a 200X (APHA 1998). Los datos fueron expresados en ind.cm⁻² y referidos a la superficie de los fragmentos de las macrófitas sonicadas.

3.4.4 *Pomacea canaliculata* en los manchones trasplantados

Para el análisis del uso diferencial de las especies trasplantadas por parte de *P. canaliculata* se colectaron muestras por triplicado en cada manchón en el SD, utilizando un copo (0,018 m²; 500 µm de apertura de poro). Con el objetivo de no dañar a las plantas, se colocó el copo por debajo de cada manchón y se levantó rápidamente con un solo movimiento. Una vez fuera del agua, los tallos fueron lavados cuidadosamente con agua del arroyo de tal forma que los caracoles cayeran al copo. Los ejemplares colectados fueron fijados *in situ* con formaldehído al 5% y llevados al laboratorio para contabilizarlos. Además se contabilizó el número de puestas de *P. canaliculata* en los manchones de *G. spilantoides* y *L. peploides*. El conteo de las puestas sólo se realizó en estas dos especies, debido a que las hembras ovígeras colocan los grupos de huevos fuera del agua, en estructuras emergentes (Howells et al. 2006), y *E. densa*, al ser sumergida, no posee tallos aéreos.

3.4.5 Análisis de datos

Parámetros fisicoquímicos, hidrogeomorfológicos y monitoreo de los manchones de macrófitas.

Antes de realizar los análisis, los datos de los parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos fueron transformados utilizando el $\ln(x + 1)$, con excepción del pH. Para comparar estos parámetros entre los dos sitios y para las distintas fechas, se realizaron análisis de la varianza con dos factores: Sitios y Fechas (ANOVA; García-Berthou et al. 2009).

Todas las variables registradas con el fin de evaluar el crecimiento de cada macrófita en los dos sitios se testearon con un análisis de la varianza (ANOVA). Como fue mencionado anteriormente, se utilizó la RGR para las comparaciones entre especies dentro de un sitio. Para el resto de las variables de crecimiento medidas, las comparaciones siempre fueron realizadas para la misma especie pero entre los sitios (SND y SD). En el caso de la longitud de los internodos, número de nodos y ramas laterales se contrastó sólo para la última fecha entre los sitios. Cuando se encontraron diferencias significativas, se realizó un test a posteriori (Tukey).

Para evaluar el cambio en la cobertura de los manchones trasplantados a lo largo del tiempo se realizó un MLM. Las variables predictoras utilizadas fueron “macrófita”, con tres niveles: *L. peplodes*, *G. spilanthoides* y *E. densa*, y “fecha” con cuatro: T1, T2, T3, T4. Además se agregó un término correspondiente a la interacción entre los dos factores. Como se realizó un seguimiento de los mismos manchones a lo largo del tiempo, a este modelo se le agregó un factor aleatorio para poder identificar cada manchón (Zuur et al. 2009). Además se verificaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad. La fórmula del modelo fue a siguiente:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 \text{macrófita} + \beta_2 \text{Fecha} + \beta_3 \text{macrófita:Fecha} + b_1 \text{manchón} + \varepsilon$$

Donde y_i es la variable respuesta (cobertura en m^2), β_0 es el intercepto, β_1 , β_2 y β_3 son los coeficientes asociados a las variables predictoras y a la interacción, y b_1 es el coeficiente asociado al efecto aleatorio (manchón). Cuando se encontraron diferencias significativas, se realizó un test a posteriori (LSD Fisher) para determinar entre qué niveles de la variable predictora se encontraban las diferencias.

Biofilm epifítico

Se realizaron dos comparaciones: entre macrófitas y entre sitios. La densidad algal, la clorofila *a* y la proporción de los grupos algales entre las especies de macrófitas fue testeado sólo en dos momentos: antes del trasplante (en SND) y al final de la experiencia (T4-sólo en SD), a través de una prueba t de Student ($\alpha = 0,05$).

La diferencias en la densidad total de algas, la clorofila *a*, la proporción

de grandes grupos algales entre sitios para las fechas T2 y T4 fue testeada a través de una prueba t de Student ($\alpha = 0,05$).

Pomacea canaliculata en los manchones trasplantados

Para analizar si *P. canaliculata* presenta un uso diferencial de las macrófitas trasplantadas en base a los recursos ofrecidos, se utilizó la abundancia de este caracol registrada en las muestras colectadas y el número de puestas contabilizadas. Al igual que en los modelos anteriores, primero se ajustó una distribución de errores Gausiana y se realizó una prueba de Shapiro, y debido a que el p fue menor a 0,05 se ajustó una distribución más apropiada para la variable respuesta. En este caso se confeccionaron dos modelos lineales generalizados con una distribución de errores Binomial Negativa (función de enlace: log). Para el modelo correspondiente a la abundancia, la variable respuesta fue el número de individuos encontrados en cada muestra, y se seleccionó un factor fijo, que en este caso fue “macrófitas” compuesto de tres niveles: *L. peploides*, *G. spilanthoides* y *E. densa*. Para el modelo que correspondió al número de puestas, la variable respuesta fue el número de puestas encontradas en cada manchón, y se seleccionó un factor fijo, que fue “macrófitas” compuesto de dos niveles: *L. peploides* y *G. spilanthoides* (como se mencionó anteriormente la especie sumergida, *E. densa* fue excluida de este análisis). Además se agregó al “Tiempo” como un factor aleatorio, debido a que no se tomó en cuenta la variación de una fecha a otra, sino que el interés radicaba en las diferencias entre especies de plantas (Zuur et al. 2009). Asimismo, los cambios en la cobertura de los manchones de cada especie, fueron ingresados en ambos modelos como una variable “offset”. Este tipo de variables afecta a la variable respuesta (y) pero no se sabe o no es de interés conocer la magnitud de su efecto (Zuur et al. 2009). En nuestro caso, un manchón más grande, potencialmente albergaría un número mayor de individuos o puestas.

La ecuación del modelo fue la siguiente:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 \text{macrófita} + b_1 \text{ tiempo} + \varepsilon$$

Donde y_i es la variable respuesta (abundancia o número de puestas), β_0 es el intercepto, β_1 es el coeficiente asociado a las macrófitas y b_1 es el coeficiente asociado al efecto aleatorio (tiempo).

En todos los modelos se estableció el correspondiente modelo nulo, con el objetivo de evaluar la significancia del predictor de interés. Cuando se encontraron diferencias significativas, se realizaron pruebas a posteriori (LSD Fisher). Todos los análisis fueron realizados con el software R versión 3.5.1 (R-Development Core Team 2018) con los paquetes MASS (Venables and Ripley 2002), MuMIn (Barton 2013) y lme4 (Bates and Maechler 2010).

Resultados

4. Resultados

4.1 Caracterización de los arroyos y los sitios de muestreo

4.1.1 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos

El muestreo de 4 sitios en el arroyo Martín y 3 sitios en el arroyo Carnaval (Provincia de Buenos Aires) permitió caracterizar los mismos como arroyos típicos de la llanura pampeana. En promedio, los parámetros fisicoquímicos analizados en los arroyos estudiados presentaron valores similares en las variables medidas (tabla 3). El resto de las variables hidrogeomorfológicas también fueron, en general, similares para ambos arroyos. En relación a la granulometría, los dos arroyos estuvieron caracterizados por un elevado porcentaje de limo, excepto en las cabeceras, las cuales presentaron los valores más elevados de grava. Además, el arroyo Martín presentó una mayor cobertura de macrófitas. En el anexo, en la tabla S1 se detallan los promedios y desvíos de cada variable fisicoquímica e hidrogeomorfológica registrada en cada sitio durante el estudio.

Tabla 3: Promedio $\pm$ DE de los parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos registrados y analizados en el arroyo Martín y Carnaval, provincia de Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015.

	Arroyo Martín	Arroyo Carnaval
Características químicas		
Temperatura (C°)	16,55 $\pm$ 4,46	16,83 $\pm$ 6,27
pH	8,09 $\pm$ 0,53	8,56 $\pm$ 0,53
Conductividad (mS. cm ⁻¹)	0,63 $\pm$ 0,29	0,68 $\pm$ 0,29
Turbidez (NTU)	122,34 $\pm$ 49,09	49,10 $\pm$ 46,86
Oxígeno Disuelto (mg.l ⁻¹)	9,53 $\pm$ 3,62	8,99 $\pm$ 3,00
PO4 mg.l ⁻¹	0,44 $\pm$ 0,18	0,42 $\pm$ 0,19
NO3 mg.l ⁻¹	1,55 $\pm$ 1,60	1,86 $\pm$ 1,99
NO2 mg.l ⁻¹	0,07 $\pm$ 0,04	0,06 $\pm$ 0,08
NH4 mg.l ⁻¹	0,30 $\pm$ 0,34	0,07 $\pm$ 0,08
DBO 5 mg.l ⁻¹	6,59 $\pm$ 3,62	4,83 $\pm$ 14,36

DQO mg.l ⁻¹	36,77±30,64	35,75±21,64
Características físicas y geomorfológicas		
Caudal (m ³ .s ⁻¹)	0,03±0,04	0,03±0,04
Velocidad de la corriente (m.s ⁻¹)	0,04±0,04	0,01±0,01
Ancho (m)	6,51±2,99	6,20±1,96
Profundidad (cm)	16,20±6,20	15,42±5,78
Materia orgánica (%)	6,59±3,62	4,48±4,36
Granulometría		
Grava (%)	13,71±16,39	22,89±21,98
Arena (%)	23,47±11,78	29,42±15,62
Arcilla (%)	28,69±10,94	13,56±12,42
Limo (%)	31,78±12,42	34,11±14,07
Cobertura de macrófitas (%)	45,61±3,60	27,23±24,29

A partir de un análisis más detallado realizado con los MLM ajustados entre todos los sitios de muestreo en ambos arroyos, se registraron diferencias significativas en el pH, la turbidez, los nitritos, el amonio, la velocidad de la corriente, el ancho, la profundidad y la materia orgánica (ver tabla S2 y S3 anexos). Los valores de pH fueron significativamente mayores en los sitios C1 y C2. Mientras que M1 tuvo significativamente una mayor turbidez, el C3 presentó la mayor concentración de nitritos, mientras que los valores más altos de amonio fueron registrados en la cuenca media del arroyo Martín (M2, M3 y M4). En cuanto a las características geomorfológicas, los sitios ubicados en el arroyo Carnaval y la cabecera del arroyo Martín (M1) presentaron las menores velocidades de la corriente. En cuanto al ancho, se formaron tres grupos marcados, las cabeceras de ambos arroyos (M1 y C1) presentaron el cauce más angosto, la cuenca media de ambos cursos de agua (M2, M3 y C2) presentaron un cauce intermedio y por último, los sitios con el cauce más ancho fueron el M4 y el C3. Además, los sitios M1 y C3 fueron los más profundos (ver tabla S1, S2 y S3 anexo).

A partir del RDA se realizó un ordenamiento de los sitios muestreados durante todo el estudio en función de las variables fisicoquímicas e hidrogeomorfológicas que explicaron

significativamente la mayor parte de la variabilidad contemplada por el análisis de ordenamiento ($p < 0,05$). El primer factor explicó un 76,6% de la variabilidad y presentó una alta correlación con el amonio (NH_4) y con el ancho. El segundo factor explicó el 16% de la variabilidad y estuvo correlacionado principalmente con la concentración de nitrato (NO_3). La varianza acumulada resultante fue del 92,6% (tabla 4).

En la figura 14 se detalla el ordenamiento de los sitios resultante del análisis. Las cabeceras de ambos arroyos (M1 y C1) están agrupadas en el cuadrante inferior izquierdo, correspondiente a los valores negativos para ambos ejes, indicando que presentaron bajas concentraciones de NH_4 , los cauces más angostos y bajas concentraciones de NO_3 . Por otro lado la cuenca media del arroyo Martín durante los muestreos de las fechas 5 y 6 (invierno 2015 y primavera 2015 respectivamente) presentaron altas concentraciones de NH_4 . El resto de los sitios y fechas se encuentran cercanos al eje que representa el factor 2, distribuidos a lo largo del mismo, en función principalmente de la concentración de NO_3 y del ancho, siendo el C3 y el M4, los sitios que presentaron una mayor concentración de este compuesto y los cauces más anchos.

Tabla 4: Resultados del Análisis de Redundancias (RDA) y correlaciones entre las variables ambientales y los dos primeros ejes. Test de permutaciones de Montecarlo para el eje 1: $p = 0,002$; $F = 10,52$; para todos los ejes: $p = 0,002$ $F = 5,10$. Provincia de Buenos Aires, mayo 2014- noviembre 2014.

	Eje 1	Eje 2
Eigenvalores :	0,25	0,05
Correlación ambiente-especie	0,85	0,62
Varianza porcentual acumulada (%)		
de especies	25,30	30,60
de la relación especie-ambiente	76,60	16,00
Correlaciones con los ejes		
Ancho	0,67	0,33
NO_3	-0,22	0,40
NH_4	0,75	-0,09

Figura 14: Gráfico en dos dimensiones del análisis de redundancias (RDA) realizado con los sitios de estudio y los promedios de las variables fisicoquímicas e hidrogeomorfológicas que resultaron significativas (F de Fisher; $p < 0.05$). Sitios de muestreo ubicados en el arroyo Martín y Carnaval, provincia de Buenos Aires (mayo 2014-noviembre 2015). Variables: NH4: amonio; NO3: nitrato; Ancho: ancho del arroyo. M1: Martín 1; M2: Martín 2; M3: Martín 3; M4: Martín 4; C1: Carnaval 1; C2: Carnaval 2; C3: Carnaval 3. Fechas de muestreo: OT14: mayo 2014; IN14: agosto 2014; P14: noviembre 2014; V15: marzo 2015; IN15: junio 2015; P15: noviembre 2015.

4.1.2 Ensamble de macrófitas

Se registraron un total de 13 especies de macrófitas durante todo el estudio, pertenecientes a 10 familias y representando las diferentes formas de vida (tabla 5). Los sitios que presentaron una mayor cobertura de macrófitas fueron los M2, M3 y M4, mientras que la menor cobertura fue registrada en las cabeceras (M1 y C1) (ver anexos tabla S1 y S3).

Tabla 5: Lista de especies de macrófitas registradas en todos los sitios de muestreo durante el estudio en los arroyos Martín y Carnaval, provincia de Buenos, mayo 2014-noviembre 2015. Se detalla además, el acrónimo, la familia y la forma de vida que presentan.

Acrónimo	Especie	Familia	Forma de vida
LUD	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P. H. Raven	Onagraceae	Flotante
GYM	<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (Don) DC.	Asteraceae	Emergente
EGE	<i>Egeria densa</i> Planch	Hydrocharitaceae	Sumergida
SCH	<i>Schoenoplectus californicus</i> (C. A. Meyer) Soják	Cyperaceae	Emergente
HYD	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.	Umbelliferae	Flotante
POL	<i>Polygonum punctatum</i> Elliot	Polygonaceae	Emergente
POT	<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Börner [= <i>Potamogeton pectinatus</i> (L.)]	Potamogetonaceae	Sumergida
HCLEIS	<i>Hydrocleys nymphoides</i> (Hump. and Bonpl. exWilld.) Buchenau	Alismataceae	Flotante
SEN	<i>Senecio bonariensis</i> Hook. et Arn	Asteraceae	Emergente
TYP	<i>Typha latifolia</i> L.	Typhaceae	Emergente
SAG	<i>Sagittaria montevidensis</i> CHAM. et SCHLTDL.	Alismataceae	Emergente
NAS	<i>Nasturtium officinale</i> W.T. Aiton.	Brassicaceae	Emergente
ELE	<i>Eleocharis montana</i> (H.B.K.) ROEM. Et Schult.	Cyperaceae	Emergente

El tipo biológico más frecuente fue el emergente, representado por 8 de las 13 especies registradas durante todo el estudio. Algunas especies presentaron un pico de cobertura en invierno: **EGE**, **HYD**, **HCLEIS** y **ELE**, el resto lo presentó en verano y en primavera. En el caso de **SEN** y **NAS**, se registraron hacia el final del estudio, indicando una posible colonización posterior a las demás especies (Fig. 16).

Las macrófitas con el mayor porcentaje de cobertura fueron: **HYD** ($24,3 \pm 23,0$), **TYP** ($18,2 \pm 5,9$), **LUD** ($16,8 \pm 11,8$), **POL** ($8,3 \pm 20,0$), **GYM** ($6,8 \pm 5,6$), **SEN** ($6,2 \pm 12,00$), **NAS** ($9,8 \pm 9,4$) y **SCH** ($3,9 \pm 4,2$; Fig. 15 y 16). En el caso de **GYM** y **LUD**, fueron las dos especies que se registraron en la mayoría de los sitios de estudio. Estas especies, además estuvieron bien representadas durante todo el muestreo (Fig. 15). Debido a su elevada frecuencia y cobertura en los arroyos estudiados, podrían ser buenas candidatas para su utilización en proyectos de rehabilitación. El detalle de la cobertura de cada especie en cada sitio de muestreo se encuentra en la tabla S4 del anexo.

Las macrófitas menos frecuentes durante todo el estudio fueron, por un lado **TYP**, la cual fue registrada sólo en un sitio (C3), y por el otro **POT** e **HCLEIS**, ambas especies estuvieron presentes en los mismos dos sitios (C3 y M2). Por otro lado, **EGE** fue registrada en 3 sitios, y resultó la especie que presentó el menor porcentaje de cobertura ($0,68 \pm 0,58$).

Figura 15: Porcentaje de cobertura promedio de las macrófitas registradas en los sitios estudiados en los arroyos Martín y Carnaval, provincia de Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015. POL: *Polygonum punctatum*; LUD: *Ludwigia peploides*; GYM: *Gymnocoronis spilanthoides*; SCH: *Schoenoplectus californicus*; HYD: *Hydrocotyle ranunculoides*; EGE: *Egeria densa*; M1: Martín 1; M2: Martín 2; M3: Martín 3; M4: Martín 4; C1: Carnaval 1; C2: Carnaval 2; C3: Carnaval 3 (n=7).

Figura 16: Porcentaje de cobertura promedio de las macrófitas registradas en los sitios estudiados en la provincia de Buenos Aires, mayo 2014- noviembre 2015. HCLEIS: *Hydrocleys nymphoides*; NAS: *Nasturtium officinale*; POT: *Stuckenia pectinata*; SEN: *Senecio bonariensis*; TYP: *Typha latifolia*; ELE: *Eleocharis montana*; SAG: *Sagittaria montevidensis*; M1: Martín 1; M2: Martín 2; M3: Martín 3; M4: Martín 4; C1: Carnaval 1; C2: Carnaval 2; C3: Carnaval 3. Provincia de Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015 (n=7).

A partir del mismo análisis de RDA mencionado anteriormente (tabla 4), se graficó un biplot entre las especies de macrófitas en función de las variables fisicoquímicas que resultaron significativas. En la figura 17 se puede observar que las especies **NAS, SEN, SAG Y LUD** estuvieron asociadas a sitios con altas concentraciones de NH_4 , con bajas concentraciones de nitratos y relativamente angostos. **HYD, SCH, EGE y HCLEIS** también fueron abundantes en sitios con concentraciones de NH_4 desde intermedias a altas pero con cauces más anchos. Mientras que **TYP y POT** fueron más abundantes en sitios anchos con elevadas concentraciones de NO_3 . Por otro lado, **ELE y POL**, estuvieron asociadas a bajas concentraciones de NH_4 , sitios con cauces angostos y bajas concentraciones de NO_3 (sitios C1 y M1).

Figura 17: Gráfico en dos dimensiones del análisis de redundancias (RDA), realizado con las especies de macrófitas y los promedios de las variables fisicoquímicas e hidrogeomorfológicas que resultaron significativas (F de Fisher; $p < 0.05$). Provincia de Buenos Aires, mayo 2014- noviembre 2015. Variables: Ancho; NH_4 : amonio; NO_3 : nitrato. Macrófitas: POL: *Polygonum punctatum*; LUD: *Ludwigia peploides*; GYM: *Gymnocoronis spilanthoides*; SCH: *Schoenoplectus californicus*; HYD: *Hydrocotyle ranunculoides*; EGE: *Egeria densa*; HCLEIS: *Hydrocleys nymphoides*; NAS: *Nasturtium officinale*; POT: *Stuckenia pectinata*; SEN: *Senecio bonariensis*; TYP: *Typha latifolia*; ELE: *Eleocharis montana*; SAG: *Sagittaria montevidensis*.

El Modelo Lineal Mixto (MLM) realizado para analizar el índice de Shannon-Wiener de macrófitas en cada sitio, no presentó heterocedasticidad e indicó que existen diferencias significativas en cuanto a la diversidad entre los sitios muestreados ($p=0,006$; $F_{6,25}=4,24$). En el caso del MLM realizado con la riqueza también indicó que existen diferencias significativas entre los sitios ($p=0,001$; $F_{6,25}=5,65$). En ambos casos, el sitio M2 presentó el mayor valor de diversidad y riqueza y las cabeceras de ambos arroyos (M1 y C1) los menores valores, el test a posteriori (LSD Fisher) se detalla en la figura 18. Los valores de los coeficientes estimados, tanto para la diversidad como para la riqueza se presentan en la tabla 6.

Tabla 6: Resultados de los Modelos Lineales Mixtos (MLM) para analizar la diversidad de Shannon-Wiener (H') y para la Riqueza (S) de las macrófitas en los sitios de muestreo ubicados en el arroyo Martín y Carnaval, provincia de Buenos Aires (mayo 2014-noviembre 2015). Se detalla además, los coeficientes estimados $\pm$ EE, F y los p-valor encontrados. M1: Martín 1; M2: Martín 2; M3: Martín 3; M4: Martín 4; C1: Carnaval 1; C2: Carnaval 2; C3: Carnaval 3. (gl=6,25; n= 39).

Modelos	B	F	p	Modelos	β	F	p
H'		4,24	0,006	S		5,65	0,001
C1	1,03 $\pm$ 0,05			C1	1,56 $\pm$ 0,09		
C2	0,08 $\pm$ 0,07			C2	0,17 $\pm$ 0,12		
C3	0,14 $\pm$ 0,07			C3	0,27 $\pm$ 0,12		
M1	0,02 $\pm$ 0,06			M1	0,03 $\pm$ 0,11		
M2	0,23 $\pm$ 0,06			M2	0,47 $\pm$ 0,11		
M3	0,10 $\pm$ 0,06			M3	0,24 $\pm$ 0,11		
M4	0,17 $\pm$ 0,06			M4	0,37 $\pm$ 0,11

Figura 18: Promedios ajustados $\pm$ EE de a) Índice de Shannon-Wiener de macrófitas (H') b) Riqueza de macrófitas (S) para cada sitio ubicado en el arroyo Martín y Carnaval, provincia de Buenos Aires (mayo 2014-noviembre 2015). La ubicación de los sitios en la figura no refleja la localización espacial de los mismos. Los sitios con las mismas letras, no presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$). M1: Martín 1; M2: Martín 2; M3: Martín 3; M4: Martín 4; C1: Carnaval 1; C2: Carnaval 2; C3: Carnaval 3 ($g_l = 6,25$; $n = 39$).

4.2 Macrófitas y macroinvertebrados

Como fue mencionado en la sección materiales y métodos, para realizar los muestreos de macroinvertebrados se seleccionaron algunas de las especies más frecuentes en los arroyos de la zona, en base a trabajos publicados y al muestreo previo. Estas fueron: **HYD**, **LUD**, **GYM**, **POL** y **SCH**. Se seleccionó además a **EGE**, por su elevada complejidad estructural y para contemplar en este estudio una especie representante de la forma de vida sumergida.

Durante el análisis de las muestras de macroinvertebrados colectadas (387) se identificaron un total de 125 taxa presentes en las especies de macrófitas muestreadas (ver anexos, tabla S5). En esta tabla también se detallan los grupos funcionales alimentarios a los cuales fueron asignados los taxa determinados. Cabe destacar que, debido a falta de tiempo para completar los análisis, la subclase Hirudinea y la familia Chironomidae sólo se pudieron identificar a nivel de especie y a nivel de género respectivamente, en dos fechas: noviembre 2014-F3 y marzo 2015-F4. Debido a esto, para realizar los análisis ambos grupos se incluyeron a nivel taxonómico de familia. Sin embargo, las especies y géneros registrados durante las dos fechas se detallan en la tabla S6 de anexos.

Los MLM realizados para el índice de Shannon-Wiener, la densidad y la equitatividad de macroinvertebrados indicaron que existen diferencias significativas entre las especies de macrófitas para las variables analizadas ($p < 0,0001$, $F_{5,67}=61,24$; $p < 0,0001$, $F_{5,65}=14,44$ y $p < 0,0001$; $F_{5,61}=6,53$ respectivamente). La especie **EGE** presentó la densidad promedio de macroinvertebrados más elevada ($236,46 \pm 1,25$ ind.grPS⁻¹), en contraste con **SCH**, quien presentó los menores valores ($4,00 \pm 1,28$ ind.grPS⁻¹). Esta última especie presentó además los menores valores de diversidad ($1,08 \pm 0,04$) y el mayor valor de equitatividad, esto es una distribución más equitativa de los grupos taxonómicos. Por otro lado, **LUD**, **EGE**, **POL** e **HYD** presentan valores bajos de esta variable. Los coeficientes estimados a partir de los modelos se presentan en la tabla 7 y en la figura 19 a, b, d se pueden observar los valores promedios ajustados para cada macrófita a lo largo del estudio.

El MLM realizado para la Riqueza presentó heterogeneidad de varianzas, de modo que se crearon varios modelos con diferentes opciones de modelado de la heterocedasticidad (la parte fija y la aleatoria siempre fue la misma, ver tabla 8). A través del AIC se seleccionó el modelo más parsimonioso, el cual presentó diferencias significativas en la riqueza observada en las diferentes especies ($p < 0,0001$; $F_{5,63}=18,32$). El test a posteriori indicó que el **SCH** presentó una riqueza significativamente menor a las demás especies ($7,00 \pm 0,80$ taxa), seguido por **GYM** con $11,80 \pm 0,50$ (Fig. 19 c).

Tabla 7: Resultados de los Modelos Lineales Mixtos (MLM) para analizar los parámetros estructurales del ensamble de macroinvertebrados (la densidad, la equitatividad -J- y el Índice de Shannon-Wiener -H'-) en las distintas especies de macrófitas analizadas durante el estudio (provincia de Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015). Se detallan los coeficientes $\pm$ EE de cada modelo, el F y el p-valor correspondiente con los test a posteriori (LSD Fisher). β_0 =Intercepto; β_{1i} =coeficiente asociado al factor macrófitas; b_{1j} =coeficiente asociado al factor aleatorio "Fecha"; b_{2k} =coeficiente asociado al factor aleatorio "Sitio"; LUD: *Ludwigia peploides*; GYM: *Gymnocoronis spilanthoides*; SCH: *Schoenoplectus californicus*; HYD: *Hydrocotyle ranunculoides*; EGE: *Egeria densa*; la especie *Polygonum punctatum* se encuentra dentro del intercepto ($n = 387$).

Modelos	β	F	p		β	F	p
Densidad (y) = $\beta_0 + \beta_{1i} + b_{1j} + b_{2k} + \varepsilon$				H' (y)= $\beta_0 + \beta_{1i} + b_{1j} + b_{2k} + \varepsilon$			
Intercepto	$3,59 \pm 0,4$	61,24	<0,0001	Intercepto	$1,22 \pm 0,06$	5,81	0,0002
EGE	$1,87 \pm 0,42$			EGE	$-0,03 \pm 0,07$		
GYM	$0,06 \pm 0,39$			GYM	$-0,01 \pm 0,06$		
HYDRO	$1,02 \pm 0,41$			HYDRO	$-0,09 \pm 0,07$		
SCH	$-1,99 \pm 0,40$			SCH	$-0,16 \pm 0,06$		
LUD	$0,68 \pm 0,38$			LUD	$-0,05 \pm 0,06$		
gl	5,67			gl	5,61		
J (y) = $\beta_0 + \beta_{1i} + b_{1j} + b_{2k} + \varepsilon$		14,44	<0,0001				
Intercepto	$0,58 \pm 0,05$						
EGE	$0,03 \pm 0,05$						
GYM	$0,11 \pm 0,05$						
HYDRO	$0,01 \pm 0,05$						
SCH	$0,2 \pm 0,05$						
LUD	$0,02 \pm 0,05$						
gl	5,65						

Tabla 8: Resultados del Modelos Lineales Mixtos (MLM) para analizar la Riqueza (S) de macroinvertebrados en las distintas especies de macrófitas analizadas durante el estudio (provincia de Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015). Se crearon cuatro modelos con diferente modelado de la heterocedasticidad (A, B, C, D), a partir de sus valores de AIC (Criterio de Información de Akaike) y Δi (AIC del modelo - AIC mínimo encontrado), se seleccionó el modelo B. Se especifican además los coeficientes ajustados $\pm EE$ para dicho modelo, el F y el p-valor correspondiente con el test a posterior (LSD Fisher). β_0 =Intercepto; β_{1i} =coeficiente asociado al factor macrófitas; b_{1j} =coeficiente asociado al factor aleatorio "Fecha"; b_{2k} =coeficiente asociado al factor aleatorio "Sitio"; LUD: *Ludwigia peploides*; GYM: *Gymnocoronis spilanthoides*; SCH: *Schoenoplectus californicus*; HYD: *Hydrocotyle ranunculoides*; EGE: *Egeria densa*; la especie *Polygonum punctatum* se encuentra dentro del intercepto (n=387).

Modelos	AIC	Δi	F	p
S				
A $y=\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+\epsilon$	18000	2732		
B $y=\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+eijk.g(\beta_{1i})+\epsilon$	15268	0	18,32	<0,001
C $y=\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+eijk.g(b_{1j})+\epsilon$	20109	4841		
D $y=\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+eijk.g(b_{2k})+\epsilon$	23538	8270		
Modelo B				
	β			
Intercepto	2,8 $\pm$ 0,08			
EGE	-0,04 $\pm$ 0,08			
GYM	-0,26 $\pm$ 0,09			
HYDRO	-0,13 $\pm$ 0,10			
SCH	-0,72 $\pm$ 0,10			
LUD	-0,11 $\pm$ 0,08			
gl	5,63

Figura 19: Parámetros estructurales del ensamble de macroinvertebrados presentes en las macrófitas analizadas durante el estudio (provincia Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015). Promedios ajustados a partir de los MLM $\pm$ EE: a) Densidad (ind.grPS⁻¹) gl=5,67; b) Equitatividad gl=5,65; c) Riqueza (S) gl=5,63; d) Índice de Shannon-Wiener (H') gl=5,61. Letras diferentes implican diferencias significativas ($p < 0.05$). POL: *Polygonum punctatum*; LUD: *Ludwigia peploides*; GYM: *Gymnocoronis spilanthoides*; SCH: *Schoenoplectus californicus*; HYD: *Hydrocotyle ranunculoides*; EGE: *Egeria densa* (n = 387).

En relación a los grupos funcionales registrados en las distintas especies de macrófitas, los “colectores-recolectores” fue el grupo mejor representado durante todo el estudio. Los taxa que presentaron la mayor abundancia dentro de esta categoría fueron la familia Chironomidae y *H. curvispina*. Por otro lado, menos del 1% de los ejemplares registrados pertenecieron al filo Nematoda o presentaron hábitos succionadores.

En el caso de los Nematodos acuáticos de vida libre, existen varios autores que relacionan la morfología bucal con los hábitos alimenticios, lo cual derivó en diferentes clasificaciones. Estas clasificaciones están muy discutidas y sólo se utilizan a nivel de

género (Moens et al. 2006). Además, estos autores afirman que cada género presenta más de un hábito alimenticio. Por lo tanto, debido a las controversias en las clasificaciones y a la escasa representación de este grupo, los Nematodos no fueron incluidos en el análisis de GFA en esta tesis.

Los resultados de los MLM realizados para los Depredadores, Raspadores, Colectores-recolectores y Succionadores pueden observarse en la tabla 9. Estos modelos presentaron diferencias significativas con sus respectivos modelos nulos ($p < 0,05$) y además no mostraron heterocedasticidad. Los test a posteriori indicaron que a excepción de los succionadores (Fig.20 e), la proporción de los GFA antes mencionados exhibieron diferencias significativas entre las especies de macrófitas ($p < 0,05$; tabla 9). El **SCH** y **POL** presentaron una proporción de depredadores mayor, mientras que el **SCH** junto con **GYM** presentaron una proporción de raspadores significativamente mayor ($p < 0,05$; Fig. 20 a, b). Por otro lado **LUD** e **HYD** presentaron dominancia de colectores-recolectores ($p < 0,05$; Fig 20 d).

El MLM realizado para los Colectores-Filtradores presentó diferencias significativas con el modelo nulo ($p < 0,05$) y heterocedasticidad, los diferentes modelos alternativos evaluados se presentan en la tabla 10. Los resultados encontrados indican que los colectores-filtradores presentaron diferencias significativas entre las macrófitas ($F_{5,58}=4,05$; $p=0,0027$), siendo **SCH**, la especie que presentó la menor proporción (tabla 10; Fig. 19 c).

Tabla 9: Resultados del Modelos Lineales Mixtos (MLM) para analizar la proporción de GFA entre las distintas especies de macrófitas analizadas durante el estudio (provincia Buenos Aires, mayo 2014- noviembre 2015). Se especifican además los coeficientes ajustados $\pm$ EE, el F y el p-valor para cada modelo. Dep.: depredadores; Rasp.: raspadores; Col-Recol.: colectores-recolectores; Suc.: succionadores; β_0 =Intercepto; β_{1i} =coeficiente asociado al factor macrófitas; b_{1j} =coeficiente asociado al factor aleatorio “Fecha”; b_{2k} =coeficiente asociado al factor aleatorio “Sitio”; LUD: *Ludwigia peploides*; GYM: *Gymnocoronis spilanthoides*; SCH: *Schoenoplectus californicus*; HYD: *Hydrocotyle ranunculoides*; EGE: *Egeria densa*; la especie *Polygonum punctatum* se encuentra dentro del intercepto (n=387).

Modelos				Modelos			
Dep.	β	F	p	Rasp.	β	F	p
(y)= $\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+\epsilon$				(y)= $\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+\epsilon$			
Intercepto	0,54 $\pm$ 0,08	2,30	0,05	Intercepto	0,29 $\pm$ 0,10	2,94	0,02
EGE	-0,05 $\pm$ 0,08			EGE	0,08 $\pm$ 0,10		
GYM	-0,02 $\pm$ 0,07			GYM	0,11 $\pm$ 0,10		
HYD	-0,09 $\pm$ 0,08			HYD	-0,02 $\pm$ 0,10		
SCH	0,001 $\pm$ 0,08			SCH	0,13 $\pm$ 0,10		
LUD	-0,09 $\pm$ 0,07			LUD	0,001 $\pm$ 0,09		
gl	5,65			gl	5,65		
Col-Reco.				Suc.			
(y)= $\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+\epsilon$				(y)= $\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+\epsilon$			
Intercepto	0,81 $\pm$ 0,09	11,39	<0,001	Intercepto	0,00072 $\pm$ 0,01	1,63	0,16
EGE	-0,07 $\pm$ 0,09			EGE	0,01 $\pm$ 0,01		
GYM	-0,07 $\pm$ 0,08			GYM	0,0024 $\pm$ 0,01		
HYD	0,11 $\pm$ 0,08			HYD	0,0043 $\pm$ 0,01		
SCH	-0,1 $\pm$ 0,08			SCH	-0,0009 $\pm$ 0,01		
LUD	0,11 $\pm$ 0,08			LUD	0,0037 $\pm$ 0,01		
gl	5,58			gl	5,65		

Tabla 10: Resultados del Modelo Lineal Mixto (MLM) realizado para analizar la proporción de colectores-filtradores (Col-filt) en el ensamble de macroinvertebrados presente en las distintas especies de macrófitas analizadas durante el estudio (provincia de Buenos Aires, mayo 2014- noviembre 2015). Se crearon cuatro modelos con diferente modelado de la heterocedasticidad (A, B, C, D), a partir de sus valores de AIC (Criterio de Información de Akaike) y Δ_i (AIC del modelo - AIC mínimo encontrado), se seleccionó el modelo C. Se especifican además los coeficientes ajustados $\pm EE$, el F y el p-valor. β_0 =Intercepto; β_{1i} =coeficiente asociado al factor macrófitas; b_{1j} =coeficiente asociado al factor aleatorio “Fecha”; b_{2k} =coeficiente asociado al factor aleatorio “Sitio”; LUD: *Ludwigia peploides*; GYM: *Gymnocoronis spilanthoides*; SCH: *Schoenoplectus californicus*; HYD: *Hydrocotyle ranunculoides*; EGE: *Egeria densa*; la especie *Polygonum punctatum* se encuentra dentro del intercepto (n=387).

Modelos					
Col-Filt.		AIC	Δ_i	F	p
(y)= $\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+e_{ijk}.g(b_{1j})+\epsilon$					
A	$y=\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+\epsilon$	-184,4	14,06		
B	$y=\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+e_{ijk}.g(\beta_{1i})+\epsilon$	-177,55	20,91		
C	$y=\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+e_{ijk}.g(b_{1j})+\epsilon$	-192,17	0	4,15	0,003
D	$y=\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+e_{ijk}.g(b_{2k})+\epsilon$	-187	11,46		
Modelo C					
Col-Filt.		β			
(y)= $\beta_0+\beta_{1i}+b_{1j}+b_{2k}+e_{ijk}.g(b_{1j})+\epsilon$					
Intercepto		0,1 $\pm$ 0,03			
EGE		0,03 $\pm$ 0,03			
GYM		0,01 $\pm$ 0,02			
HYD		0,0031 $\pm$ 0,02			
SCH		-0,03 $\pm$ 0,02			
LUD		0,01 $\pm$ 0,02			
gl		5,58

Figura 20: Proporción de grupos funcionales alimentarios del ensamble de macroinvertebrados presentes en las macrófitas analizadas durante el estudio (provincia de Buenos Aires, mayo 2014- noviembre 2015). Promedios ajustados a partir de los MLM $\pm$ DE: a) Depredadores; b) Raspadores; c) Colectores-Filtradores; d) Colectores-recolectores; e) Succionadores. Las letras diferentes implican diferencias significativas ($p < 0,05$). POL: *Polygonum punctatum*; LUD: *Ludwigia peploides*; GYM: *Gymnocoronis spilanthoides*; SCH: *Schoenoplectus californicus*; HYD: *Hydrocotyle ranunculoides*; EGE: *Egeria densa* ($n = 387$).

Un análisis global del ensamble de macroinvertebrados presente en las macrófitas estudiadas, dio como resultado que los ensambles difieren significativamente entre ellas (ANOSIM, $R_{\text{global}} = 0,30$; $p = 0,001$). LUD y GYM presentaron ensambles similares entre sí, al igual que EGE, HYD y POL ($p > 0,05$; ver tabla 11). Por último, el ensamble de macroinvertebrados presente en SCH mostró diferencias significativas con todos los otros ensambles analizados. Los mismos 5 grupos de macroinvertebrados fueron los responsables de las diferencias observadas: *Hyaella curvispina* (Crustacea), Oligochaeta, Chironomidae, *Helobdella* spp. (Hirudinea) y *Heleobia* spp. (Gasteropoda). Los porcentajes de disimilitud total y los taxa que más contribuyeron a dicha disimilitud se detallan en la tabla 11.

Tabla 11: Resultados del análisis SIMPER comparando las especies de macrófitas analizadas durante el estudio (provincia de Buenos Aires, mayo 2014- noviembre 2015). Se detalla la disimilitud total, los taxa que más contribuyeron a dicha disimilitud ($>7\%$) y el p-valor del ANOSIM. El índice de similitud utilizado fue el de Bray-Curtis. POL: *Polygonum punctatum*; LUD: *Ludwigia peploides*; GYM: *Gymnocoronis spilanthoides*; SCH: *Schoenoplectus californicus*; HYD: *Hydrocotyle ranunculoides*; EGE: *Egeria densa*.

Macrófitas	% Disimilitud	Macrófitas	% Disimilitud
LUD vs GYM	57,27	GYM vs SCH	74,31
Taxa que contribuyeron		<i>Hyaella curvispina</i>	11,69
<i>Hyaella curvispina</i>	9,14	Chironomidae	9,42
Oligochaeta	8,89	<i>Helobdella</i> spp.	9,34
Chironomidae	8,83	Oligochaeta	8,53
p-valor: ANOSIM	0,095	p-valor: ANOSIM	0,001
LUD vs. EGE	53,56	EGE vs POL	60,57
<i>Hyaella curvispina</i>	8,38	<i>Hyaella curvispina</i>	9,64
Chironomidae	8,19	<i>Helobdella</i> spp.	8,55
Oligochaeta	7,26	Chironomidae	7,52
<i>Heleobia</i> spp.	7,01	p-valor: ANOSIM	0,56
p-valor: ANOSIM	0,001	EGE vs SCH	82,36
LUD vs. POL	56,55	Chironomidae	12,57
<i>Hyaella curvispina</i>	10,33	<i>Hyaella curvispina</i>	10,02
Chironomidae	8,86	<i>Helobdella</i> spp.	7,78
Dugesidae	8,57	Dugesidae	7,61

p-valor: ANOSIM	0,88	p-valor: ANOSIM	0,001
LUD vs. HYD	54,43	EGE vs HYD	50,97
<i>Hyalella curvispina</i>	9,82	Chironomidae	8,57
Chironomidae	8,12	<i>Hyalella curvispina</i>	8,08
Dugesidae	7,9	<i>Helobdella spp.</i>	7,67
Oligochaeta	7,23	p-valor: ANOSIM	0,087
p-valor: ANOSIM	0,035		
LUD vs. SCH	78,38	HYD vs SCH	79,08
Chironomidae	12,48	<i>Hyalella curvispina</i>	13,9
Oligochaeta	11,68	Chironomidae	10,42
<i>Hyalella curvispina</i>	11,68	Dugesidae	9,86
p-valor: ANOSIM	0,001	<i>Helobdella spp.</i>	7,59
		p-valor: ANOSIM	0,001
GYM vs EGE	57,62	HYD vs POL	58,56
Chironomidae	9,7	<i>Hyalella curvispina</i>	12,33
<i>Hyalella curvispina</i>	8,31	Dugesidae	8,1
<i>Heleobia spp.</i>	7,24	<i>Helobdella spp.</i>	7,82
p-valor: ANOSIM	0,001	Chironomidae	7,74
		p-valor: ANOSIM	0,74
GYM vs POL	60,89	POL vs SCH	72,76
Chironomidae	8,87	Chironomidae	16,47
Dugesidae	8,73	Oligochaeta	15,27
<i>Hyalella curvispina</i>	8,67	Dugesidae	11,63
Oligochaeta	8,43	p-valor: ANOSIM	0,001
<i>Helobdella spp.</i>	7,99		
p-valor: ANOSIM	0,49		
GYM vs HYD	56,81		
<i>Hyalella curvispina</i>	10,07		
Dugesidae	8,44		
Chironomidae	7,83		
<i>Heleobia spp.</i>	7,62		
<i>Helobdella spp.</i>	7,07		
p-valor: ANOSIM	0,007		

4.3 Consumo y preferencia de *Pomacea canaliculata*

Como fue mencionado anteriormente, para el análisis del consumo y preferencia alimentaria de *P. canaliculata* se utilizó a *L. peploides*, y a *G. spilanthisoides* debido a su elevada frecuencia en los arroyos de la zona. Con el objetivo de incluir una especie representante de la forma de vida sumergida, se seleccionó a *E. densa*, debido a la importancia que tiene esta forma de vida en los sistemas lóticos.

Para el cálculo de la tasa de consumo relativo (RCR; $\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$), la regresión lineal ajustada entre peso húmedo inicial (PH0) y peso seco al término de los experimentos (PS1) de los fragmentos de macrófitas en los controles fue significativa (**LUD**: $n=14$; $p=0,0001$ y $r^2=0,94$; **EGE**: $n=14$; $p=0,0001$ y $r^2=0,91$; **GYM**: $n=14$; $p=0,0001$ y $r^2=0,92$; Anexo Fig. S1). En la tabla 12 se muestran los coeficientes obtenidos a partir de las tres regresiones lineales ajustadas. Dichos valores fueron utilizados para calcular el peso seco final que hubieran tenido las macrófitas en ausencia de pastoreo.

La regresión utilizada para calcular el peso seco libre de concha de *P. canaliculata* a partir de la longitud total de la concha también fue significativa ($n=213$; $p=0,001$; ver Anexo, Fig. S1), los coeficientes se detallan en la tabla 12.

Tabla 12: Coeficientes y valores de significancia obtenidos a partir de los modelos de regresión: r^2 y valores de p . Los resultados significativos se muestran en negrita ($p < 0,05$). Buenos Aires, mayo 2014- noviembre 2015.

Regresiones	Coeficientes		r ²	P
	a	b		
Macrófitas: peso seco en función del peso húmedo				
<i>Ludwigia peploides</i>	0,02	0,13	0,94	0,0001
<i>Egeria densa</i>	0,05	0,12	0,91	0,0001
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i>	-0,07	0,14	0,92	0,0001
Caracol: peso seco en función del largo total				
<i>Pomacea canaliculata</i>	-4,27	2,65	0,89	0,001

4.3.1 Ensayos en el laboratorio

A partir del ensayo de “no elección” realizado, se detectó que hubo diferencias significativas entre los RCR de *P. canaliculata* por las especies de macrófitas comparadas ($F_{2,15}=18,37$; $p<0,0001$; Fig. 21 a; tabla 13 A). La especie más consumida fue **GYM**, con un RCR $\pm$ DE registrado de $0,22\pm0,04$ ($\text{gr.gr}^{-1}.\text{día}^{-1}$). Sin embargo, el RCR de esta especie no presentó diferencias significativas con el registrado para **LUD** ($0,17\pm0,03$ $\text{gr.gr}^{-1}.\text{día}^{-1}$) (fig. 21 a). Por otro lado, el RCR de **EGE** si fue significativamente menor que el registrado para las otras dos especies ($0,10\pm0,01$ $\text{gr.gr}^{-1}.\text{día}^{-1}$).

En el caso del experimento de preferencia, *P. canaliculata* no presentó diferencias en el consumo entre las macrófitas cuando les fueron ofrecidas simultáneamente ($F_{2,15}=0,47$; $p=0,63$; tabla 13 B ; Fig. 21 b). Sin embargo, el consumo de **EGE** y **LUD** aumentó con respecto al ensayo de “no elección” (Fig.21 a). El RCR $\pm$ DE registrado para cada especie fue de: $0,20\pm0,15$ ($\text{gr.gr}^{-1}.\text{day}^{-1}$) para **GYM**, $0,21\pm0,22$ ($\text{gr.gr}^{-1}.\text{day}^{-1}$) para **EGE** y $0,29\pm0,21$ ($\text{gr.gr}^{-1}.\text{day}^{-1}$) para **LUD** (Fig. 21 b).

Figura 21: Promedio $\pm$ EE de la tasa relativa de consumo ($\text{RCR g.g}^{-1}.\text{día}^{-1}$) de *P. canaliculata* por las tres macrófitas analizadas durante; a) Experiencia de “no elección” ($n=18$); b) Experiencia de preferencia ($n=16$). Diferentes colores implican diferencias significativas. **LUD**: *L. peploides*; **GYM**: *G. spilanthis*; **EGE**: *E. densa*. Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015.

Tabla 13: Resultados de los modelos lineales generalizados y mixtos realizados para el análisis de la tasa de consumo relativa (RCR) en función de especies de macrófitas estudiadas; A) GLM: Experimento de “no elección; B) GLMM: Experimento de “preferencia”. Se detallan los F y los p-valores. Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015.

Modelo	Variable respuesta	Macrófitas	F	p-value	coeficientes (β) $\pm$ SD	Distribución(link)
A	RCR: "no elección"	GYM	$F_{2,15}$ 18,37	0,0001	-5,08 $\pm$ 0,84	Gamma (Inversa)
		LUDW			-4,14 $\pm$ 0,87	
		EGE			9,84 $\pm$ 0,76	
B	RCR: "preferencia"	GYM	$F_{2,36}$ 0,47	0,63	0,73 $\pm$ 1,92	Gamma (inversa)
		LUDW			-0,88 $\pm$ 1,48	
		EGE			3,59 $\pm$ 1,17	

4.3.2 Rasgos químicos y estructurales de las especies de macrófitas

El fósforo, el nitrógeno y el carbono total no mostraron diferencias significativas entre las especies de macrófitas, al igual que el C:N (tabla 14). El contenido de materia seca (DMC), en contraste, sí presentó diferencias significativas entre todas las especies, siendo el valor de **GYM** el menor registrado (6,50 $\pm$ 0,87 mg.g⁻¹; p<0,001). Por otro lado, **LUD** presentó significativamente menos contenido de cenizas y una mayor concentración de fenoles que las otras dos especies (tabla 14).

Tabla 14: Promedio $\pm$ DE de los rasgos químicos y estructurales de las macrófitas analizadas, Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015. Los valores de contenido de materia seca (DMC) y cenizas son presentados como proporciones, los valores de fósforo total (P), nitrógeno total (N), carbono total (C) y fenoles están en mg.g⁻¹. La razón C:N es adimensional. LUD: *L. peploides*; GYM: *G. spilanthis*; EGE: *E. densa*. Los supraíndices indican las diferencias significativas entre las especies (p<0,05).

Macrófitas	DMC	Cenizas	Fenoles	P	N	C	C:N
LUD	7,51 $\pm$ 0,86 ^a	0,11 $\pm$ 0,02 ^a	28,24 $\pm$ 6,60 ^a	3,34 $\pm$ 1,35	4,54 $\pm$ 1,10	105,54 $\pm$ 20,50	22,9 $\pm$ 7,40
EGE	8,83 $\pm$ 0,56 ^b	0,20 $\pm$ 0,03 ^b	9,12 $\pm$ 1,73 ^b	2,99 $\pm$ 1,04	5,01 $\pm$ 1,60	75,51 $\pm$ 15,40	19,80 $\pm$ 6,20
GYM	6,50 $\pm$ 0,87 ^c	0,16 $\pm$ 0,05 ^b	9,41 $\pm$ 0,72 ^b	3,23 $\pm$ 1,33	5,29 $\pm$ 2,40	99,68 $\pm$ 6,60	20,59 $\pm$ 9,60

4.4 Trasplante de macrófitas

Para realizar el trasplante de macrófitas en el arroyo Martín se seleccionaron tres especies. Dichas especies fueron las mismas que se utilizaron en el ensayo de “no elección” y de preferencia alimentaria de *P. canaliculata* (EGE, LUD y GYM). Al momento del experimento el arroyo había sido afectado por obras hidráulicas, las cuales provocaron la pérdida de toda la cobertura de macrófitas.

4.4.1 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos

La comparación de las características fisicoquímicas e hidrogeomorfológicas realizadas antes y durante la experiencia de trasplante entre dos sitios del arroyo Martín (sitio no dragado -SND- y sitio dragado -SD-) reflejó algunas diferencias que se detallan en la Tabla 15. Los valores de oxígeno disuelto, pH y temperatura fueron significativamente más altos en SD durante toda la experiencia (ver tabla 15). En el caso del ancho del canal, los valores tomados en el SD en las dos últimas fechas de muestreo fueron significativamente mayores que los valores medidos en SND. Las comparaciones de los cauces antes de las obras hidráulicas realizadas, 25 y 90 días después del trasplante se pueden observar en la figura 22.

Figura 22: Comparación del cauce en el arroyo Martín (sitio dragado = SD; línea negra) con el sitio no dragado (SND; línea gris): a) antes del dragado; b) 25 días después del dragado; c) 90 días después del dragado, en esta imagen se detalla además la ubicación de las bandejas de las especies trasplantadas. Buenos aires, febrero-abril 2015.

Tabla 15: Promedios $\pm$ DE de los parámetros físicoquímicos e hidrogeomorfológicos medidos durante el trasplante en el arroyo Martín, Buenos Aires-febrero-abril 2015. T1: 3 días después del trasplante, T2: 25 días después del trasplante y T3: 50 días después del trasplante y T4: 90 días después del trasplante. SND=Sitio No Dragado, SD=Sitio Dragado (n=24). Los asteriscos indican diferencias significativas entre los sitios (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$).

Parámetros	T1		T2		T3		T4	
	SND	SD	SND	SD	SND	SD	SND	SD
Temperatura (C°)	24,48 $\pm$ 0,23	25,29 $\pm$ 0,13**	22,00 $\pm$ 0,27	27,62 $\pm$ 0,53**	19,58 $\pm$ 0,65	22,81 $\pm$ 0,17**	18,49 $\pm$ 0,24	19,19 $\pm$ 0,36**
pH	7,81 $\pm$ 0,12	8,34 $\pm$ 0,05**	6,77 $\pm$ 0,19	8,08 $\pm$ 0,13**	7,65 $\pm$ 0,14	8,36 $\pm$ 0,09**	8,21 $\pm$ 0,20	8,25 $\pm$ 0,07**
Conductividad (mS. cm ⁻¹)	0,89 $\pm$ 0,01	0,93 $\pm$ 0,05	0,42 $\pm$ 0,01	0,49 $\pm$ 0,08	0,95 $\pm$ 0,05	1,02 $\pm$ 0,01*	0,95 $\pm$ 0,01	0,94 $\pm$ 0,01
Turbidez (NTU)	11,73 $\pm$ 0,58	18,30 $\pm$ 0,70*	22,03 $\pm$ 0,28	43,63 $\pm$ 27,00	17,06 $\pm$ 3,95	7,81 $\pm$ 1,19	3,23 $\pm$ 1,45	2,67 $\pm$ 3,41
Oxígeno Disuelto (mg.l ⁻¹)	4,27 $\pm$ 0,73	10,70 $\pm$ 2,20**	4,19 $\pm$ 0,36	8,25 $\pm$ 0,74**	4,58 $\pm$ 0,88	9,81 $\pm$ 1,26**	4,14 $\pm$ 2,82	8,41 $\pm$ 1,37**
PO4 mg.l ⁻¹	0,53	0,43	0,67	0,57	0,63	0,41	0,96	0,65
NO3 mg.l ⁻¹	2,44	2,29	0,13	0,19	0,59	0,59	1,02	0,90
NO2 mg.l ⁻¹	0,19	0,31	0,11	0,12	0,24	0,14	0,22	0,09
NH4 mg.l ⁻¹	0,13	0,17	0,40	0,23	0,22	0,01	1,10	0,34
DBO 5 mg.l ⁻¹	0,50	12,00	4,00	4,50	1,00	3,33	7,00	5,75
DQO mg.l ⁻¹	0,50	12,00	4,00	4,50	1,00	3,33	7,00	5,75
Velocidad de la corriente (m.s ⁻¹)	0,07 $\pm$ 0,07	0,09 $\pm$ 0,05	0,09 $\pm$ 0,09	0,11 $\pm$ 0,08	0,05 $\pm$ 0,04	0,06 $\pm$ 0,05	0,02 $\pm$ 0,01	0,02 $\pm$ 0,03
Ancho (m)	4,21 $\pm$ 0,13	5,40 $\pm$ 0,50	4,16 $\pm$ 0,16	4,90 $\pm$ 0,65*	3,48 $\pm$ 0,20	4,60 $\pm$ 0,52*	4,15 $\pm$ 0,11	9,66 $\pm$ 0,57*
Profundidad (m)	0,15 $\pm$ 0,07*	0,05 $\pm$ 0,40	0,18 $\pm$ 0,07*	0,06 $\pm$ 0,04	0,10 $\pm$ 0,06	0,07 $\pm$ 0,04	0,16 $\pm$ 0,10	0,14 $\pm$ 0,07
Caudal (m ³ .s ⁻¹)	0,07 $\pm$ 0,05	0,03 $\pm$ 0,01	0,05 $\pm$ 0,02	0,06 $\pm$ 0,01	0,039 $\pm$ 0,02	0,02 $\pm$ 0,01	0,02 $\pm$ 0,01	0,02 $\pm$ 0,01

4.4.2 Monitoreo de las camas de macrófitas trasplantadas

De las tres especies utilizadas, solo **EGE** disminuyó su cobertura drásticamente luego del trasplante (<65%) y todos los ejemplares marcados para evaluar el crecimiento se perdieron. Por otro lado, el seguimiento de los tallos de **LUD y GYM** sólo pudo realizarse hasta la fecha T3, donde 4 tallos marcados de **GYM** y 5 de **LUD** sobrevivieron. Para la fecha T4 se habían perdido todos los ejemplares marcados en estas dos especies. Es importante destacar que las pérdidas fueron de los ejemplares marcados (10 tallos), pero tanto **LUD** como **GYM** se establecieron en los sitios donde fueron trasplantadas exitosamente, y aumentaron su cobertura a lo largo del experimento (ver figura 24).

Como las especies estudiadas no presentan la misma forma de crecimiento, para poder realizar comparaciones entre ellas en un mismo sitio, fue necesario analizar la tasa de

crecimiento (RGR por sus siglas en inglés). En el SD, la RGR de **GYM** fue significativamente menor ($0,29 \text{ cm.día}^{-1} \pm 0,12$; $F_{1,7}=15,36$; $p=0,005$) que la registrada para **LUD** ($1,69 \pm 0,68 \text{ cm.día}^{-1}$). Mientras que en SND no se encontraron diferencias significativas entre la RGR de las dos especies ($F_{1,7}=4,68$; $p=0,07$).

Se realizaron comparaciones de las variables incremento de tallo (IL), número de nodos, largo de los internodos y número de ramas laterales, para la misma especie entre los sitios en la fecha T3. El IL calculado para **GYM** fue significativamente menor en el SD comparado con el SND ($19,40 \pm 6,90$ y $45,50 \pm 5,20$ cm respectivamente, $p = 0,001$; fig. 23; tabla S7 en anexos). Mientras que no se encontraron diferencias en el IL de **LUD** entre los sitios ($100,10 \pm 40,20$ cm en SD y $109,90 \pm 44,40$ cm en el SND; fig. 23; tabla S7 en anexos). Las comparaciones realizadas entre el número de nodos, el largo de los internodos y el número de ramas laterales entre los sitios dieron como resultado que sólo el número de nodos registrado en GYM presentó diferencias significativas, siendo menor en el SD ($p<0,001$; tabla 16).

Figura 23: Promedio $\pm$ DE del crecimiento en centímetros (cm) medido en **LUD**: *L. peploides* y **GYM**: *G. spilanthoides* en el sitio dragado (SD) durante el trasplante realizado en el arroyo Martín, Buenos Aires-febrero-abril 2015. Las fechas de muestreo que se detallas son: T1: 3 días después del trasplante, T2: 25 días después del trasplante y T3: 50 días después del trasplante. Se detalla además el incremento del tallo (LI)= largo de tallo final - largo de tallo inicial.

Tabla 16: Promedios $\pm$ DE de las variables de crecimiento medidas en LUD: *L. peploides* y GYM: *G. spilanthoides* durante el experimento en el SD (Sitio Dragado) y SND (Sitio no dragado) del arroyo Martín, Buenos Aires-febrero-abril 2015. T1: 3 días después del trasplante, T3: 50 días después del trasplante. El asterisco (*) indica diferencias significativas entre los sitios; $p < 0,05$ para cada fecha.

	LUD				GYM			
	T1		T3		T1		T3	
	SND	SD	SND	SD	SND	SD	SND	SD
Número de nodos	8,4 $\pm$ 2,3	7 $\pm$ 1,4	24,1 $\pm$ 4,3	21,4 $\pm$ 3,4	3,7 $\pm$ 0,5	5,5 $\pm$ 0,6	11,5 $\pm$ 0,5*	7,0 $\pm$ 0,8
Largo de internodos(cm)	2,5 $\pm$ 0,5	3,7 $\pm$ 1,2	5,8 $\pm$ 0,9	6 $\pm$ 0,6	4,9 $\pm$ 0,6	5,9 $\pm$ 1,8	5,7 $\pm$ 0,8	6,2 $\pm$ 0,83
Número de ramas laterales	0	0,6 $\pm$ 0,5	14,4 $\pm$ 6,7	13,2 $\pm$ 7,5	1 $\pm$ 0,8	1 $\pm$ 0	4 $\pm$ 1,4	3,3 $\pm$ 0,9

Los resultados del MLM realizado para analizar el cambio en la cobertura de los manchones trasplantados indicó que existieron diferencias entre todos los factores analizados, incluso en la interacción (Macrófitas: $F_{2,6}:19,22$, $p=0,003$; Fecha: $F_{3,18}:11,90$, $p=0,0002$; Macrófitas: Fecha: $F_{6,18}:5,13$, $p=0,003$). En el caso de los manchones trasplantados de **LUD**, al final de la experiencia presentaron la mayor cobertura registrada (T3 y T4; Fig. 24). Además, la cobertura de **GYM** al final de la experiencia fue similar a la registrada para **LUD** en el T2, de modo que durante todo el experimento, **GYM** sólo pudo alcanzar la cobertura que **LUD** presentó en el T2. Por otro lado, la cobertura de **EGE** permaneció similar a sus valores iniciales durante todo el experimento, con excepción del T2 donde se puede observar el detrimento de la cobertura antes mencionado (tabla 17).

Figura 24: Promedios ajustados $\pm$ EE de la cobertura de los manchones trasplantados de *L. peploides* (LUD), *G. spilanthis* (GYM) y *E. densa* (EGE), obtenidos a partir de los resultados del Modelo lineal mixto. Arroyo Martín, Buenos Aires, febrero-abril 2015. T1: 3 días después del trasplante, T2: 25 días después del trasplante, T3: 50 días después del trasplante y T4: 90 días después del trasplante. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los grupos ($p < 0,05$; $n = 36$).

Tabla 17: Resultados del Modelo lineal mixto realizado para analizar la cobertura de los manchones trasplantados en el arroyo Martín, Buenos Aires, febrero-abril 2015. Se especifican los coeficientes ajustados ($\beta \pm EE$), los grados de libertad (gl), el F y el p-valor. LUD: *L. peploides*; GYM: *G. spilanthisoides*; T1: 3 días después del trasplante, T2: 25 días después del trasplante, T3: 50 días después del trasplante y T4: 90 días después del trasplante (n=36).

Efectos Fijos	$\beta \pm DE$	gl	p-value
Intercepto	0,08 $\pm$ 0,07	18	0,2583
GYM	0,25 $\pm$ 0,10	6	0,0463
LUD	0,32 $\pm$ 0,13	6	0,0438
T2	0,01 $\pm$ 0,05	18	0,907
T3	0,18 $\pm$ 0,11	18	0,1151
T4	0,10 $\pm$ 0,08	18	0,2451
GYM:T2	-0,02 $\pm$ 0,12	18	0,8517
LUD:T2	1,04 $\pm$ 0,45	18	0,0339
GYM:T3	0,32 $\pm$ 0,26	18	0,2311
LUD:T3	2,98 $\pm$ 0,98	18	0,007
GYM:T4	0,46 $\pm$ 0,19	18	0,0238
LUD:T4	2,26 $\pm$ 0,71	18	0,0051

4.4.3 Biofilm epifítico

Debido a la escasa cobertura de **EGE** después del trasplante como se indicó previamente, no se recolectaron muestras de esta especie para el análisis del biofilm epifítico.

El análisis del biofilm epifítico desarrollado en **LUD** y en **GYM** antes del trasplante (en el SND) no mostró diferencias significativas en la densidad total, clorofila *a* ni en la proporción de grupos algales (tabla 18). Además, no se observaron diferencias entre ambos sitios en las variables medidas durante las fechas muestreadas después del trasplante (T2 y T4) (tabla 19 y 20).

Tabla 18: Promedio $\pm$ DE de las variables medidas en el biofilm epifítico desarrollado en LUD: *L. peploides* y en GYM: *G. spilanthoides*, antes del experimento de trasplante realizado en el arroyo Martín, Buenos Aires, febrero- abril 2015. Datos recolectados del SND: sitio no dragado.

	LUD	GYM
Diatomeas (cel.cm ⁻²)	10652,9 $\pm$ 5163,1	28066,9 $\pm$ 14089,2
Chlorofitas (cel.cm ⁻²)	4971,5 $\pm$ 3237,9	12871,9 $\pm$ 5210,7
Cianofitas (cel.cm ⁻²)	8537,7 $\pm$ 7551,6	35400,3 $\pm$ 27493,6
Densidad de autótrofos (cel.cm ⁻²)	24162,1 $\pm$ 15132,5	76339,1 $\pm$ 39641,53
Clorofila <i>a</i> (ug.cm ⁻²)	0,3 $\pm$ 0,3	0,4 $\pm$ 0,1

Tabla 19: Promedio $\pm$ DE de las variables medidas en el biofilm epifítico desarrollado en LUD: *L. peploides* durante el experimento de trasplante realizado en el arroyo Martín, Buenos Aires, febrero- abril 2015. SND: sitio no dragado; SD: Sitio dragado; T2: 25 días después del trasplante; T4: 90 días después del trasplante. Los asteriscos indican diferencias significativas entre SND y SD: $p < 0,05$ (*).

	LUD			
	T2		T4	
	SND	SD	SND	SD
Diatomeas (cel.cm ⁻²)	54435,1 $\pm$ 32541,5	85780,4 $\pm$ 13689,7	5258,4 $\pm$ 2854,3	4286,2 $\pm$ 1828
Chlorofitas (cel.cm ⁻²)	10772,8 $\pm$ 7105,5	3396 $\pm$ 1191,7	1487,3 $\pm$ 688,2	363,5 $\pm$ 129,5
Cianofitas (cel.cm ⁻²)	86574,6 $\pm$ 77369,5	75373 $\pm$ 13247,8	849,7 $\pm$ 538,4	1547,5 $\pm$ 672,8
Densidad de autótrofos (cel.cm ⁻²)	151782,6 $\pm$ 116111,6	164550,4 $\pm$ 25561,8	7595,4 $\pm$ 4032,1	6197,2 $\pm$ 2574,9
Clorofila <i>a</i> (ug.cm ⁻²)	0,7 $\pm$ 0,3	0,6 $\pm$ 0,4	0,2 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,03

Tabla 20: Promedio $\pm$ DE de las variables medidas en el biofilm epifítico desarrollado en GYM: *G. spilanthoides* durante el experimento de trasplante realizado en el arroyo Martín, Buenos Aires, febrero- abril 2015; SND: sitio no dragado; SD: Sitio dragado; T2: 25 días después del trasplante; T4: 90 días después del trasplante. Los asteriscos indican diferencias significativas entre SND y SD: $p < 0,05$ (*).

	GYM			
	T2		T4	
	SND	SD	SND	SD
Diatomeas (cel.cm ⁻²)	48445,8 $\pm$ 16557,9	86337,7 $\pm$ 21839,8	3724,4 $\pm$ 2651,1	1023,1 $\pm$ 672,2
Clorofitas (cel.cm ⁻²)	5319,9 $\pm$ 3408,2	1199,8 $\pm$ 441,1	1046 $\pm$ 618,1	1005,2 $\pm$ 691,3
Cianofitas (cel.cm ⁻²)	62641,3 $\pm$ 18759,8	42457,9 $\pm$ 10978,9	3190,6 $\pm$ 3789,6	1174,4 $\pm$ 913,1
Densidad de autótrofos (cel.cm ⁻²)	116407,1 $\pm$ 28993,9	129995,5 $\pm$ 33032,5	7961,0 $\pm$ 6882,8	3202,8 $\pm$ 2228,3
Clorofila <i>a</i> (ug cm ⁻²)	1,1 $\pm$ 0,5	0,7 $\pm$ 0,3	0,1 $\pm$ 0,04	0,05 $\pm$ 0,02

4.4.4 *Pomacea canaliculata* en manchones trasplantados

El análisis para determinar si existe un uso diferencial de los manchones de las macrófitas trasplantadas por parte de *P. canaliculata*, dio como resultado que la abundancia de caracoles en **EGE** y en **GYM** no fue significativamente diferente durante el experimento. Por otra parte, la abundancia cuantificada en estas especies fue significativamente superior a la registrada en **LUD** (comparación con **EGE**: $Z_{31} = 2,38$; $p = 0,045$; con **GYM**: $Z_{31} = 2,79$; $p = 0,014$). Como fue explicado anteriormente, los análisis fueron realizados utilizando el número de individuos como variable respuesta, y a través del uso de la variable *offset* se relativizó estos datos al tamaño del manchón. Sin embargo nos parece relevante mostrar la densidad promedio registrada en cada macrófita trasplantada (en m²; Fig. 25). En la figura puede observarse el cambio de la densidad de caracoles en el tiempo, en T1 puede observarse un pico de densidad la cual corresponde al muestreo inmediatamente después del trasplante. En relación al número de huevos depositados, los valores registrados en **GYM** fueron significativamente mayores (52,10 $\pm$ 30,00) que los contabilizados en **LUD** (30,80 $\pm$ 16,00) ($Z_{20} = 2,91$; $p = 0,003$; ver tabla 21).

Figura 25: Densidad promedio $\pm$ DE de *P. canaliculata* en los manchones de *L. peploides* (LUD), *G. spilanthis* (GYM) y *E. densa* (EGE) trasplantados en el arroyo Martín, Buenos Aires, febrero- abril 2015. T1: 3 días después del trasplante, T2: 25 días después del trasplante, T3: 50 días después del trasplante y T4: 90 días después del trasplante.

Tabla 21: Modelos lineales generalizados A) abundancia de *P. canaliculata* en los distintos manchones en función de las distintas especies de macrófitas; B) número de puestas en los distintos manchones en función de las distintas especies de macrófitas; Los p-valores corresponden a los contrastes entre los modelos y su respectivo nulo, los valores significativos ($p < 0,05$) se muestran en negrita. Experimento de trasplante en el arroyo Martín, Buenos Aires, febrero- abril 2015.

Modelo	Variable respuesta	macrófitas	X2	p-value	coeficientes (β) $\pm$ SD	Distribución (Link)
A	Abundancia de <i>P. canaliculata</i>	EGE	7,78	0,02	3,41 $\pm$ 0,93	Negative binomial (log)
		GYM			-0,021 $\pm$ 0,062	
		LUD			-1,40 $\pm$ 0,58	
B	Puestas de <i>P. canaliculata</i>	GYM	6,17	0,012	3,66 $\pm$ 1,17	Negative binomial (log)
		LUD			-1,33 $\pm$ 0,45	

Egeria densa

Planch (Hydrocharitaceae)

% de cobertura total:
 $0,68 \pm 0,58$

3 sitios

SUMERGIDA

Tasa de consumo
relativo de *P. canaliculata*
 $0,10 \pm 0,01$ (gr.gr⁻¹.día⁻¹)

NO resistió el trasplante

Ensamble de macroinvertebrados

✓ Densidad total: $5,45 \pm 0,84$ (ind.PS⁻¹)

✓ Diversidad de Shannon-Wiener:
 $2,21 \pm 0,44$

✓ Riqueza de taxa: $14,85 \pm 1,99$

✓ GFA mejor representado:
Colector-Recolector (48%)

Gymnocoronis spilanthoides

(Don) DC. (Asteraceae)

% de cobertura total:
 $6,80 \pm 5,60$

5 sitios

EMERGENTE

Tasa de consumo
relativo de *P. canaliculata*
 $0,22 \pm 0,04$ (gr.gr⁻¹.day⁻¹)

NO resistió el trasplante

Ensamble de macroinvertebrados

✓ Densidad total: $3,64 \pm 0,97$ (ind.PS⁻¹)

✓ Diversidad de Shannon-Wiener:
 $2,39 \pm 0,41$

✓ Riqueza de taxa: $11,59 \pm 3,22$

✓ GFA mejor representado:
Colector-Recolector (46%)

Hydrocotyle ranunculoides

L. (Umbelliferae)

% de cobertura total:
 $24,30 \pm 23,00$

4 sitios

FLOTANTE-ARRAIGADA

Ensamble de macroinvertebrados

✓ Densidad total: $4,64 \pm 0,81$ (ind.PS⁻¹)

✓ Diversidad de Shannon-Wiener:
 $2,10 \pm 0,62$

✓ Riqueza de taxa: $13,60 \pm 3,46$

✓ GFA mejor representado:
Colector-Recolector (63%)

Schoenoplectus californicus

(C. A. Meyer) Soják (Cyperaceae)

% de cobertura total:
 $3,90 \pm 4,15$

4 sitios

EMERGENTE

Ensamble de macroinvertebrados

✓ Densidad total: $1,63 \pm 0,48$ (ind.PS⁻¹)

✓ Diversidad de Shannon-Wiener:
 $2,12 \pm 0,46$

✓ Riqueza de taxa: $7,99 \pm 3,02$

✓ GFA mejor representado:
Colector-Recolector (42%)

Ludwigia peploides

(Kunth) P. H. Raven (Onagraceae)

% de cobertura total:
 $16,84 \pm 11,80$

5 sitios

FLOTANTE-ARRAIGADA

Tasa de consumo
relativo de *P. canaliculata*
 $0,17 \pm 0,03$ (gr.gr⁻¹.día⁻¹)

SI resistió el trasplante

Ensamble de macroinvertebrados

✓ Densidad total: $4,28 \pm 0,82$ (ind.PS⁻¹)

✓ Diversidad de Shannon-Wiener:
 $2,16 \pm 0,49$

✓ Riqueza de taxa: $13,77 \pm 3,36$

✓ GFA mejor representado:
Colector-Recolector (64%)

Polygonum punctatum

Elliot (Polygonacea)

% de cobertura total:
 $8,30 \pm 20,00$

1 sitios

EMERGENTE

Ensamble de macroinvertebrados

✓ Densidad total: $3,70 \pm 0,86$ (ind.PS⁻¹)

✓ Diversidad de Shannon-Wiener:
 $2,15 \pm 0,41$

✓ Riqueza de taxa: $15,25 \pm 1,26$

✓ GFA mejor representado:
Colector-Recolector (52%)

Discusión

5. Discusión

En esta sección se discuten los principales resultados obtenidos en relación al conocimiento generado sobre las macrófitas estudiadas, los factores que afectan su distribución, su dinámica estacional, el ensamble de macroinvertebrados que presentan y sus interacciones con los herbívoros. Además, se analiza su rol en la rehabilitación de los ecosistemas lóticos pampeanos afectados por obras hidráulicas.

5.1 Caracterización de los arroyos y los sitios de muestreo

5.1.1 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos

Los arroyos estudiados en la presente tesis se caracterizan por atravesar una zona peri-urbana. Además, están afectados por obras hidráulicas de diferentes magnitudes para contrarrestar el impacto de las continuas inundaciones que se producen en el Partido de La Plata. Entre las modificaciones que se reportan en cauces dragados y canalizados, los cambios en la granulometría del sedimento hacia fracciones más finas son los más comunes (Baatrup-Pedersen y Riis 1999). Tanto el arroyo Martín, dragado recientemente, como el Carnaval presentaron un predominio de las fracciones finas de sedimento (limo y arcilla). Sin embargo, esta composición granulométrica es una característica típica de arroyos de baja pendiente, al igual que la baja velocidad de la corriente, la elevada concentración de nutrientes y la abundancia de macrófitas (Feijoó y Lombardo 2007). Durante este estudio la elevada concentración de amonio, de nitrato y de fósforo caracterizaron los sitios de muestreo.

Los elevados valores de amonio que presentaron los sitios ubicados en el tramo medio del arroyo Martín, podrían deberse al aumento del nitrógeno inorgánico disuelto provenientes de las actividades antropogénicas, tal como fuera reportado por Mugni et al. (2013) y Basilico et al. (2017) para arroyos pampeanos cercanos a la zona de estudio. Este soluto ingresa al sistema principalmente como amonio por efluentes de aguas residuales y otras fuentes de contaminación orgánica (Duff y Triska 2000), o como nitrato por escorrentía agrícola (David y Gentry 2000; Kemp y Dodds 2001). Además, todos los sitios muestreados presentaron una elevada concentración de oxígeno disuelto en el agua, de manera que la tasa de nitrificación se encuentra favorecida en detrimento de

las tasas de absorción y desnitrificación (Wetzel 2001; Kemp y Dodds 2002) dando como resultado las altas concentraciones de nitrato en los sitios.

Por otro lado, la elevada concentración de oxígeno y los valores de pH registrados, favorecen el secuestro de la mayor parte del fósforo por los sedimentos, de modo que deberían encontrarse concentraciones más bajas a las registradas (Wetzel 2001; Zhou et al. 2005) indicando que existe un continuo aporte de este compuesto al sistema. Esto podría deberse a la presencia de desagües domésticos no tratados en el cauce, los cuales son una fuente importante de fósforo en arroyos con un uso del suelo predominantemente urbano o peri-urbano (Comber et al. 2013). Además, las concentraciones registradas durante esta tesis fueron similares a las reportadas por Solís et al. (2016) para arroyos pampeanos, cercanos a la zona de estudio pero con una actividad ganadera de tipo extensiva. Otros estudios han demostrado que las elevadas concentraciones de este soluto no son una limitante para el desarrollo de macrófitas. Rolon y Maltchik (2006) no encontraron ninguna relación entre concentraciones de fósforo similares a las aquí reportadas, y la diversidad de plantas acuáticas en humedales.

5.1.2 Ensamble de macrófitas

Los principales factores que controlan la variación temporal del ensamble de macrófitas son las temperaturas del agua y el aire (Hrivnák et al. 2009), ciclos fenológicos, competencia interespecífica por los recursos, entre otros (Champion y Tanner 2000). Los patrones dependientes de la estacionalidad se observaron durante el estudio, donde la mayoría de las especies presentaron picos productivos durante la primavera y el verano, de modo que es recomendable realizar los trasplantes durante estos períodos.

Las especies más abundantes que conforman el ensamble de macrófitas en los sitios estudiados fueron especies frecuentes en arroyos de baja pendiente, las cuales también fueron registradas en otros estudios a nivel regional (Rodrigues Capítulo y Gómez 2004; Feijoó y Lombardo 2007; Cortelezzi et al. 2013). Se observó que tanto *L. peploides* (**LUD**) como *G. spilanthis* (**GYM**) fueron las dos especies dominantes en los sitios durante los dos años muestreados. Contrario a lo reportado por Körs et al. (2012), donde encontraron variaciones en la dominancia de las macrófitas de una temporada a otra, probablemente debido a los factores antes mencionados.

Por otra parte, la dominancia de las formas de vida emergentes durante todo el estudio, podría estar relacionado con las bajas velocidades de la corriente registradas (menores a $0,1 \text{ m.s}^{-1}$). Según Bal et al. (2011), la especies emergentes presentan una ventaja competitiva a velocidades por debajo de los $0,2 \text{ m.s}^{-1}$, donde son capaces de capturar más luz que las sumergidas y flotantes.

Distintas especies responden de diferente manera a los gradientes ambientales en función de su plasticidad morfológica, mostrando preferencias por ciertas condiciones (Thouvenot et al. 2013). Entre las variables hidrogeomorfológicas registradas durante este estudio, sólo el ancho resultó estar relacionado con la distribución de las macrófitas, similares resultados fueron reportados por Szoszkiewicz et al. (2014). Además, en las cabeceras de ambos arroyos, donde se registraron los cauces más angostos, se encontró la menor diversidad, riqueza y cobertura de macrófitas durante el estudio. Otros autores han reportado que la profundidad y especialmente la velocidad de la corriente tienen un efecto significativo sobre el ensamble de macrófitas afectando su distribución y abundancia (por ejemplo, Riis y Biggs 2003; Franklin et al. 2008; Choudhury et al. 2014). En este caso, a pesar de haber encontrado diferencias significativas en la profundidad y en la velocidad de la corriente entre los sitios, éstas no estuvieron relacionadas con la diversidad, la riqueza o con la cobertura de macrófitas. Esto pudo deberse a que, en el caso de la velocidad de la corriente, los valores registrados para esta variable (menores a $0,1 \text{ m.s}^{-1}$) favorecen la tasa de absorción de nutrientes y la tasa de fotosíntesis (Madsen et al. 2001). Mientras que velocidades superiores a $1,5 \text{ m.s}^{-1}$ empezarían a producir pérdida de biomasa afectando significativamente al ensamble (Riis y Biggs 2003). Riis y Biggs (2003) también reportaron diferentes preferencias en cuanto a la profundidad entre algunas especies de macrófitas, registrando variaciones entre 0 y 1,2 m durante su estudio. Sin embargo, el rango de profundidad aquí reportado fue en promedio entre 0,1 y 0,25 m, probablemente este rango fue muy pequeño para permitir encontrar preferencias entre las especies.

Por otro lado, en relación a las variables fisicoquímicas, los resultados de esta tesis evidencian que distintas especies exhiben distintas preferencias con respecto a determinados nutrientes en los arroyos. El amonio y el nitrato resultaron variables significativas en el análisis global del ensamble de macrófitas. Las especies relacionadas con las altas concentraciones de amonio en el agua fueron, principalmente *Nasturtium*.

officinale (**NAS**), *Hydrocotyle ranunculoides* (**HYD**), *Schoenoplectus californicus* (**SCH**) y en menor medida *Egeria densa* (**EGE**), *Hydrocleys nymphoides* (**HCLEIS**), *Senecio bonariensis* (**SEN**), *Sagittaria montevidensis* (**SAG**) y **LUD**.

Hasta el momento no se han publicado trabajos donde se reporte alguna preferencia de la especie **NAS** por el amonio, solo se especifica su tolerancia a una elevada concentración de nutrientes (Barker 2009). Este estudio puede representar una primera aproximación al conocimiento de los requerimientos o preferencias de esta especie. Cabe resaltar que los sitios M2, M3 y M4 en las fechas 5 y 6 presentaron un pico de concentración de amonio en el agua, coincidente con la aparición y con los picos de cobertura de esta macrófita en estos sitios.

Según Hussner y Lösch (2007), **HYD** es capaz de crecer bajo concentraciones muy elevadas de este compuesto, triplicando los valores aquí reportados. La especie **SCH** presenta una alta tolerancia a ambientes enriquecidos con amonio (Lange et al. 1998). Debido a esto es la macrófita más utilizada en humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas en Norteamérica, Australia y Nueva Zelanda (Vymazal 2013). Por otro lado, Feijoó et al. (1996) registraron que la biomasa de **EGE** se encontró positivamente correlacionada con la concentración de amonio en el agua. Asimismo, Reddy et al. (1987) han demostrado que **EGE** tiene una preferencia por el amonio frente al nitrato y que es capaz de remover grandes cantidades de este soluto del agua.

Con respecto a la preferencia de **SEN** y **SAG** por el amonio, no se encontraron trabajos publicados hasta el momento. En el caso de **HCLEIS**, Hastwell et al. (2008) han reportado la capacidad de esta especie de crecer en ambientes enriquecidos con nutrientes, con valores similares e incluso superiores a los aquí registrados. Finalmente, Rejmánková (1992) ha demostrado experimentalmente que **LUD** puede crecer en aguas con concentraciones de hasta 140 mg.l⁻¹ de nitrógeno y hasta 15 mg.l⁻¹ de amonio en particular, concentraciones que producen la disminución del crecimiento en otras especies como por ejemplo *Myriophyllum aquaticum*, *Typha spp.* y *Phragmites australis*. Además de las preferencias o requerimientos de cada macrófita, la retención de propágulos es otra determinante para la presencia de una o de varias especies en un sitio. Según Riis (2008) la principal limitante de la colonización de macrófitas en arroyos de baja pendiente, es la baja retención de propágulos debido a una escasa heterogeneidad del cauce. La heterogeneidad a nivel de tramo hace referencia a la sinuosidad y a la presencia

de cualquier tipo de obstáculo en el arroyo que genere sectores donde disminuya la velocidad de la corriente (Taniguchi et al. 2003). La correlación positiva entre la heterogeneidad y la diversidad ha sido ampliamente demostrada (por ejemplo, Thomaz y Cunha 2010; Tokeshi y Arakaki 2012). Las cabeceras de ambos arroyos presentan cauces poco sinuosos, esto podría haber afectado la colonización de algunas macrófitas.

Otro factor que puede afectar la riqueza y la diversidad de macrófitas en un sitio, es la composición del sustrato (Baatrup-pedersen y Riis 1999). Según Grinberga (2011) existe una correlación negativa entre la proporción de grava y la diversidad de macrófitas. Esto coincide con nuestro estudio, las cabeceras de ambos arroyos presentaron las mayores proporciones de grava junto con los menores valores de riqueza, diversidad y cobertura de macrófitas.

Conocer los patrones estacionales del ensamble de macrófitas, las especies dominantes y abundantes, las características fisicoquímicas e hidrogeomorfológicas del arroyo donde se pretende aplicar técnicas de rehabilitación, es relevante para identificar a las especies que podrían ser buenas candidatas en función de sus preferencias por determinadas condiciones ambientales. Este es un trabajo arduo pero sumamente recomendable para aumentar las probabilidades de éxito de la técnica.

5.2 Macrófita y macroinvertebrados

Las características estructurales de los ensambles de macroinvertebrados presente en las macrófitas estudiadas fueron diferentes dependiendo de la especie. En el caso de la densidad de macroinvertebrados, **EGE** presentó los mayores valores en comparación con las demás especies. Esto podría deberse a su elevada complejidad estructural (Ferreiro et al. 2011). Esta complejidad está correlacionada positivamente con el número de individuos y de taxa presentes, debido a que al aumentar la cantidad de disecciones en las hojas, aumenta el número de nichos y de la cantidad de determinados recursos alimentarios (Hann 1995; Taniguchi et al. 2003; Mcabendroth 2005; Tokeshi y Arakaki 2012; Ferreiro et al. 2014). Sin embargo en el caso de la diversidad, esta relación no fue evidente, sólo se encontraron diferencias para *S. californicus* (**SCH**), que presentó valores menores al resto de la especies. Además, **SCH** presentó los menores valores de densidad y de riqueza. Esto se podría atribuir a que esta especie es relativamente más simple que las demás, debido a que presenta un tallo desnudo (Cremona et al. 2008).

En relación a los grupos funcionales alimentarios, todas las macrófitas tuvieron proporciones diferentes. Sin embargo, los colector-recolectores siempre fueron el grupo mayoritario en todas las especies de macrófitas. Según López van Oosterom (2014), la mayoría de los macroinvertebrados presentes en arroyos pampeanos se alimentan de detritos, indicando la importancia de este recurso en estos arroyos. Las mayores proporciones de colectores-recolectores fueron registradas en las macrófitas flotantes-arraigadas muestreadas: **LUD e HYD**. Según Sand-Jensen (1998), una mayor complejidad genera una mayor retención de detritos, sin embargo, la especie que presenta la mayor cantidad de disecciones en las hojas, y por ende podría considerarse más compleja (**EGE**), presentó una menor proporción de colectores-recolectores que las especies antes mencionadas. Algunos autores registraron concentraciones de compuestos alelopáticos en esta especie, los cuales podría afectar negativamente la abundancia de algunos taxa (Vanderstukken et al. 2011).

Por otro lado, en cuanto a los raspadores, las dos especies emergentes muestreadas (**SCH y GYM**) presentaron la mayor proporción en comparación con las proporciones de este grupo registradas en las otras especies. Esta categoría estuvo compuesta principalmente por moluscos gasterópodos. Cremona et al. (2008) obtuvieron similares resultados, estos

autores registraron un mayor número de gasterópodos en macrófitas más simples estructuralmente.

En relación a la proporción de depredadores, Warfe y Barmuta (2004) reportaron que son menos frecuente en macrófitos complejos que en los más simples. Esto coincide con la proporción de depredadores registrada en **SCH**, debido a que esta especie, como se mencionó anteriormente, presenta un tallo desnudo. Sin embargo, **POL**, **GYM** y **EGE**, tres macrófitas con estructuras muy diferentes presentaron valores similares de depredadores.

Finalmente, el análisis global del ensamble de macroinvertebrados presente en las distintas macrófitas evidenció que varias especies difieren en la composición del ensamble de macroinvertebrados. Las principales diferencias encontradas fueron con respecto a **SCH**. Esta especie presentó los mayores porcentajes de disimilitud en comparación con todas las demás especies. Por otro lado, los ensambles presentes en **GYM** y **LUD**, especies con distinta forma de vida, fueron similares entre sí, y a su vez presentaron diferencias con **EGE** e **HYD**. Los ensambles analizados en estas dos últimas especies tampoco presentaron diferencias a pesar de que una especie es sumergida y otra flotante arraigada.

Los resultados obtenidos permiten aceptar la primera hipótesis parcialmente. Desde el punto de vista de los grupos funcionales alimentarios, los ensambles de macroinvertebrados fueron diferentes entre las macrófitas, posiblemente debido a diferente oferta de recursos por parte de estas especies. Sin embargo un análisis global de los taxa, indicó que existen ensambles similares a pesar de que las macrófitas presenten diferentes estructuras o formas de vida. Futuros estudios se llevarán a cabo con el objetivo de evaluar otros factores tales como la presencia de sustancias alelopáticas y la diversidad de recursos ofrecidos al ensamble de macroinvertebrados.

5.3 Consumo y preferencia de *Pomacea canaliculata*

Para implementar técnicas de rehabilitación en arroyos que impliquen la utilización de vegetación acuática, es necesario un detallado entendimiento de los efectos de los herbívoros macrofitófagos sobre los ensambles de macrófitas y las características que las hacen más palatables (Wood et al. 2017). El detrimento de la biomasa causado por estos herbívoros puede disminuir el crecimiento y la colonización de los manchones trasplantados pudiendo comprometer el éxito de esta técnica (Sondergaard et al. 2008). Hilt (2006) reportó una reducción del 90% de los manchones de *Potamogeton pectinatus* trasplantados debido al pastoreo de herbívoros, al igual que Lauridsen et al. (2003) y Hauxwell et al. (2004), quienes también sufrieron importantes pérdidas. En el caso de los arroyos de la zona, *P. canaliculata* es el herbívoro más importante debido a su elevada biomasa (Ferreira 2015; Ferreira y Rodrigues Capítulo 2017). A través de un consumo selectivo, esta especie afecta significativamente la abundancia de las macrófitas modificando el ensamble (Carlsson y Lacoursière 2005).

Los resultados obtenidos no permitieron establecer una relación entre la concentración de fenoles y nutrientes con la tasa relativa de consumo (RCR) de *P. canaliculata* observada, probablemente existieron otros factores que influenciaron la elección de determinadas macrófitas. Sin embargo, otros autores han reportado una correlación positiva entre la elevada concentración de nutrientes y las bajas defensas químicas como los compuestos fenólicos (Hladyz et al. 2009; Wong et al. 2010) con la RCR de *P. canaliculata*. De hecho, Yam et al. (2016) reportaron que la mayoría de los rasgos biológicos de *P. canaliculata* pueden verse gravemente afectados por los fenoles y que esta especie evita activamente las plantas con un alto contenido de estos compuestos. Además, el impacto negativo que la concentración de fenoles tiene en las tasas de consumo de macrófitas se demostró previamente para otras especies de invertebrados (Li et al. 2004; Elger y Lemoine 2005).

Por otra parte, según Bakker et al. (2016) las especies de macrófitas emergentes, que invierten más carbono en sus componentes estructurales, presentan un mayor valor de C: N y por ende menores tasas de consumo, al contrario de lo registrado para especies sumergidas. Durante este estudio LUD (flotante-arraigada) presentó los mayores valores

de C: N, incluso superiores que **GYM** (emergente), esto puede atribuirse a que esta especie presenta tallos emergentes durante el verano, de modo que invierte una cantidad relativamente alta en componentes de carbono durante esa temporada (Lahitte y Hurrell 1996).

En relación al contenido de materia seca (DMC) y cenizas, también fueron reportados como indicadores de palatabilidad de las plantas acuáticas. Valores altos de estos parámetros estructurales pueden estar asociados con inclusiones minerales y, por lo tanto, un aumento en la tenacidad del tejido disminuyendo la tasa de consumo (Elger y Lemoine 2005). Según los resultados obtenidos durante el ensayo de “no elección”, el patrón en el consumo observado solo pudo relacionarse con el contenido de DMC. La especie más consumida (**GYM**) correspondió con la que presentaba un menor contenido de DMC. Lo mismo sucedió para las otras dos especies, el valor intermedio de DMC estuvo asociado a un consumo intermedio (**LUD**) y un valor alto a un consumo bajo (**EGE**). Esta relación entre el consumo y el contenido de DMC en ensayo de “no elección” también fue reportado por otros autores (Elger y Lemoine 2005; Burlakova et al. 2008).

Durante la experiencia de preferencia, *P. canaliculata* no mostró una preferencia por ninguna de las tres especies de macrófitas ofrecidas. A diferencia de lo reportado por Estebenet (1995) y Lach et al. (2000), donde registraron una preferencia de *P. canaliculata* por determinadas especies de plantas acuáticas. Cabe destacar que se observaron algunas diferencias en el patrón de consumo de **EGE** y **LUD** entre los dos ensayos. Durante el experimento de “no elección” **EGE** fue la menos consumida, mientras que en el de preferencia, el consumo de esta especie por parte de *P. canaliculata* aumentó, lo mismo fue observado en **LUD**. En ambos casos, *P. canaliculata* duplicó el consumo por estas dos especies en comparación con el ensayo de “no elección”, esto no se observó para **GYM**. Lo cual podría indicar que al tener la posibilidad de elegir, como por ejemplo en el arroyo, este caracol podría presentar preferencias.

A partir de los resultados obtenidos en ambos experimentos, rechazamos la segunda hipótesis parcialmente, debido a las diferencias observadas en la RCR en relación con el DMC en los tejidos de las plantas en el ensayo de “no elección. Sin embargo resaltamos la necesidad de continuar los estudios de preferencia, aumentando el número de observaciones para poder llegar a una conclusión más robusta.

5.4 Trasplante de macrófitas

El trasplante de macrófitos fue llevado a cabo con el propósito de analizar la viabilidad del uso de estas especies para la recuperación de la estructura del hábitat y la complejidad de un arroyo de baja pendiente afectado por el dragado y la canalización. Los resultados mostraron que esta técnica permite la recolonización de macrófitos después de este tipo de impactos, lo cual podría contribuir a la gestión de los arroyos de baja pendiente.

5.4.1 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos

Los cambios observados en las variables fisicoquímicas e hidrogeomorfológicas durante este experimento, han sido registrados por otros autores como consecuencias de las obras hidráulicas como los dragados, los ensanchamientos y las canalizaciones de los ríos y arroyos (Hauer et al. 2018). Las diferencias observadas en algunas variables fisicoquímicas están estrechamente relacionadas con los cambios en la profundidad, la velocidad, el ancho y por ende en el caudal del arroyo. Estas variables determinan el volumen de agua transportado y su relación con el sedimento afectando la capacidad de calentamiento del arroyo. En consecuencia un volumen de agua menor presenta variaciones más bruscas y más extremas en la temperatura (Pletterbauer et al. 2018). Un incremento en la temperatura junto con las elevadas concentraciones de nutrientes, podrían estar fomentando la actividad de los productores primarios, incrementando la concentración de oxígeno y del pH observado en el sitio dragado (SD).

En relación a las variables hidrogeomorfológicas, al ensanchar los cursos de agua de baja pendiente, se produce una disminución en la velocidad de la corriente (Hauer et al. 2018). Sin embargo, las bajas velocidades registradas no fueron consecuencia de las obras, debido a que en el SND también fueron observadas. Esto podría deberse a las escasas lluvias debido a estación en la cual se llevó a cabo el experimento. Las variables más afectadas por las obras fueron la profundidad y el ancho, lo cual puede observarse claramente en las primeras tres fechas de muestreo. Durante la última fecha, la profundidad volvió a los valores registrados en el sitio no dragado (SND), indicando un reajuste de las variables en función de la hidrología del arroyo.

5.4.2 Monitoreo de los manchones de macrófitas trasplantadas

A pesar de los cambios en las variables fisicoquímicas registradas a raíz de las obras hidráulicas, los parámetros medidos en ambos sitios estuvieron dentro de los rangos de tolerancia y crecimiento de las especies utilizadas.

Durante este experimento, el establecimiento de **LUD** en el sitio dragado (SD) fue exitoso, reflejado en el incremento en la longitud de los tallos en este sitio, de la misma manera que en el sitio no dragado (SND); los otros descriptores analizados (el número de nodos, longitud de los entrenudos y número de ramas laterales) presentaron el mismo resultado. Estos son indicadores importantes de cómo **LUD** se adaptó al nuevo sitio y a las nuevas condiciones. La facilidad de **LUD** para crecer y sobrevivir en un corto período de tiempo y en las condiciones generadas por las obras de hidráulicas antes mencionadas, podrían estar relacionado con la presencia de altos niveles de polimorfismo y de la plasticidad fenotípica de esta especie (Dandelot et al. 2005), lo cual probablemente le confiera su elevada capacidad de adaptarse luego del trasplante.

Rejmánková (1992) reportó que **LUD** presenta un aumento del peso seco entre 20 ° C y 35 ° C, esto coincide con lo reportado por Yen y Myerscough (1989). Además, las altas concentraciones de nutrientes observadas en ambos sitios podrían haber favorecido el crecimiento de esta especie. Gérard et al. (2014) registraron un aumento en la biomasa y en la longitud de los tallos en sitios con una concentración de fósforo similar a los valores registrados en este estudio.

Aunque los parámetros fisicoquímicos fueron favorables para el crecimiento de **GYM** en ambos sitios, con valores óptimos de temperatura y nutrientes (Ardenghi et al. 2016), se encontraron diferencias en el crecimiento. Los ejemplares trasplantados en el SD, presentaron un incremento menor en la longitud de los tallos que los ubicados en el SND. Esto podría evidenciar una actividad meristemática reducida, traducida además en el número invariable de nodos en los especímenes en el SD a lo largo del experimento. En el SND, los ejemplares medidos presentaron un mayor número de nodos al final de la experiencia, y por ende una mayor longitud, cabe destacar que la longitud de los internodos fue siempre similar en ambos sitios. En relación a la cobertura, también se encontraron diferencias entre los manchones trasplantados y los ubicados en el SND, evidenciando un menor crecimiento de esta especie en el SD.

Hasta la fecha, solo Timmins y Mackenzie (1995) han reportado una tasa de crecimiento (RGR) de 15 cm por semana para **GYM**, y es 3 veces superior al presentado por este estudio. Por el contrario, la RGR registrada para **LUD** fue similar a los reportados por otros autores (Rejmánková 1992; Hussner 2010). Las diferencias en la RGR de las especies encontradas en este estudio, reflejan las diferencias en la forma de crecimiento, morfología y fisiología (Nielsen y Sand-Jensen 1991). **LUD** tuvo la RGR más alta, la cual no fue afectada por el trasplante.

La drástica reducción de cobertura registrada en el SD para **EGE** durante el experimento podría estar relacionada con las fluctuaciones del nivel del agua. Los escasos milímetros de agua caídos durante el experimento estuvieron concentrados en dos o tres lluvias, lo cual produjo una baja en el nivel del agua. Esta situación fue agravada por la disminución en la profundidad a raíz de las obras. La reducción del nivel del agua tiene efectos sobre las especies de macrófitas (Keddy 2000; Riis y Hawes 2002), debido a la capacidad intrínseca de especies para tolerar la deshidratación (Bunn y Arthington 2002). Durante este estudio, la disminución en el nivel del agua resultó en la exposición de algunas partes de los manchones de **EGE** a desecación. La pérdida de cobertura y en consiguiente de biomasa a raíz de la desecación, coincide con lo reportado por Dugdale et al. (2012). Sin embargo, otros autores han reportado que esta especie tiene una alta capacidad de regeneración y colonización (Vari 2013). Esto no fue observado probablemente debido a las condiciones hidrogeomorfológicas antes mencionadas.

El nivel del agua no afectó a las otras dos especies, en el caso de **LUD**, varios autores han registrado su capacidad para crecer bajo diferentes regímenes de agua, desde una profundidad de 1 a 50 cm. Esto le permite sobrevivir períodos secos y colonizar nuevos ambientes (Hussner 2010; Rejmánková 1992; Yen y Myerscough 1989). En el caso de **GYM**, su forma de vida también le permite sobrevivir en aguas poco profundas de la misma manera que **LUD**.

Otros estudios han utilizado el trasplante de macrófitas en arroyos de baja pendiente, pero han reportado diferentes resultados dependiendo de la especie y de las condiciones. Riis et al. (2009) trasplantaron especímenes de *Ranunculus* (Ranunculaceae), *Callitriche* (Plantaginaceae), *Potamogeton perfoliatus* L., *Potamogeton pectinatus* L. (nombre aceptado: *Stuckenia pectinata* (L.) Börner), *Potamogeton crispus* L. (Potamogetonaceae) y *Myriophyllum spicatum* L. (Haloragaceae), ellos encontraron que todas sobrevivieron,

con la excepción de *Callitriche*. Suren (2009) utilizó *Myriophyllum triphyllum* Orchard y perdió el material trasplantado debido a las crecidas durante el estudio. Sin embargo, ningún estudio evaluó las respuestas de la bioflim epifítico y macrófitos en el mismo experimento, a pesar de que son componentes fundamentales de la red alimentaria que puede influir en niveles tróficos superiores.

A partir de los resultados obtenidos luego del trasplante permitieron rechazar la tercera hipótesis parcialmente. Luego del trasplante sólo **LUD** se estableció y creció de la misma manera que los ejemplares ubicados en el SND. Esta especie logró resistir el trasplante y las condiciones ambientales del nuevo sitio.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos del biofilm epifítico desarrollado en **LUD** y **GYM** antes y después del trasplante, las especies presentaban similares características en cuanto a clorofila *a*, densidad y proporción de grandes grupos algales, evidenciando que ambas especies aportaron similares recursos alimentarios para los macroinvertebrados. Por lo tanto, teniendo en cuenta las variables analizadas, la elección entre **LUD** o **GYM** sería indiferente para su utilización en este tipo de técnicas. A partir de estos resultados se acepta cuarta la hipótesis, sin embargo cabe aclarar que, teniendo en cuenta el rol ecológico del biofilm epifítico como fuente de alimento para niveles trófico superiores en los arroyos de baja pendiente (Ocon et al. 2013), es necesario realizar un análisis más detallado del ensamble en general y de las diatomeas en particular. El ensamble de diatomeas es considerado indicador de cambios en el ambiente y de las condiciones específicas de su hábitat (Stevenson y Bahls 1999).

5.4.4 *Pomacea canaliculata* en manchones trasplantados

La elevada abundancia de caracoles y masas de huevos observada en los manchones trasplantados de **GYM**, podría estar relacionado con los refugios y sitios de oviposición que ofrece esta especie, lo cual permite rechazar la quinta hipótesis. La fecha en la cual se llevó a cabo la experiencia corresponde con el período reproductivo de *P. canaliculata* (Estebenet y Martín 2002), de modo que la selección activa de los manchones de **GYM**, a pesar del tamaño relativamente pequeño que presentaron, pudo estar relacionada con la búsqueda de sitios de oviposición. El uso desproporcionado de un recurso en comparación con su disponibilidad en el ambiente se considera un uso selectivo (Beyer et al. 2010). Esto coincide con los resultados reportados por Burks et al. (2010), donde observaron que *Pomacea insularum* presentó una selección activa del sitio de oviposición en contraste con su disponibilidad. Esta selección activa también ha sido documentada para varios insectos acuáticos (Reich y Downes 2003; Binckley y Resetarits 2005).

La elevada densidad de individuos de *P. canaliculata* registrada en la primera fecha de muestreo (3 días después del trasplante), pudo estar relacionada con que debido a las obras realizadas en el cauce, la disponibilidad de recursos en ese tramo del arroyo disminuyó considerablemente y al trasplantar las macrófitas, se incrementó la oferta de alimento y hábitat.

Hasta el momento no se han reportado estudios que evalúen la tasa de consumo de *P. canaliculata* junto con la preferencia y el uso del hábitat en relación a una experiencia de trasplante de macrófitas. Este trabajo podría ser una primera aproximación a conocer el comportamiento de este caracol frente al ofrecimiento de alimento y hábitat luego de una obra hidráulica, la cual provoca una disminución importante de los recursos en el arroyo.

Conclusiones

6. Conclusiones

Las características de cualquier ensamble de macrófitas en particular, reflejan los efectos integrales de la combinación de factores ambientales, tanto bióticos como abióticos. La herbivoría, la competencia interespecífica por los recursos, la dinámica estacional del ensamble y las características hidrogeomorfológicas del arroyo, son solo algunos de los factores que determinan la distribución y abundancia de macrófitas. Además, dependiendo de la forma de vida y de crecimiento de la especie, será su respuesta a determinados factores ambientales. Esta información es fundamental para aplicar con éxito técnicas de rehabilitación que impliquen el manejo de la vegetación acuática. Existe relativamente poca información disponible sobre los rangos de tolerancia y la interacción entre ellos para la mayoría de las macrófitas, de modo que los resultados aquí expuestos son relevantes para contribuir con este conocimiento y poder de esta manera desarrollar técnicas eficaces para la rehabilitación y el manejo de los arroyos de baja pendiente ubicados en la región.

La presencia de macrófitas en los arroyos de baja pendiente, genera un mayor número de hábitats, refugios contra depredadores, sitios de oviposición y alimento para los macroinvertebrados a través del desarrollo del biofilm epifítico en la superficie de tallos y hojas. Los análisis realizados tanto en **GYM** como en **LUD**, indicaron que ambas especies presentan una oferta alimentaria similar, en cuanto a los parámetros evaluados en este estudio. Por lo tanto, el biofilm epifítico no sería un factor que determine la utilización o no de estas especies.

Por otro lado, a pesar de que existieron similitudes entre los ensambles de macroinvertebrados en las distintas especies de macrófitas, en general, la densidad, riqueza, diversidad y los grupos funcionales difirieron entre especies, de modo que la presencia de determinadas macrófitas en un sitio, podría afectar las características del ensamble de macroinvertebrados. Debido a esto, probablemente una mayor diversidad de macrófitas tanto de especies como de tipos biológicos, podría favorecer una mayor diversidad de macroinvertebrados. Esto sería posible siempre y cuando los parámetros

fisicoquímicos estén dentro de los rangos de tolerancia de las especies, tanto de macrófitas como de macroinvertebrados. Por lo tanto, fomentar la colonización y reintroducción de varias macrófitas en arroyos de baja pendiente afectados por obras hidráulicas con una elevada modificación del cauce, podría colaborar con la mejora de la calidad ecológica del mismo. Es importante destacar que este estudio se llevó a cabo en arroyos con niveles de contaminación intermedia, donde la degradación física del cauce a raíz de las obras hidráulicas fue la principal fuente de impacto.

Uno de los factores a tener en cuenta para seleccionar las especies a trasplantar es la presencia de altas densidades de herbívoros macrofitófagos con una alta tasa de consumo relativo, como fue el caso de *P. canaliculata* en este estudio. La presencia de especies con estas características podría ser una amenaza para los manchones trasplantados, causando que su establecimiento sea más lento y comprometiendo el éxito de la técnica. Por lo tanto, antes de implementar este tipo de técnicas es recomendable identificar los herbívoros macrofitófagos presentes en los sitios a rehabilitar, conocer la tasa de consumo relativo y las densidades en las cuales se encuentran. De estar presentes especies con estas características, las macrófitas a trasplantar tendrían que presentar una baja palatabilidad, lo cual les otorgaría una mayor probabilidad de establecerse. Para realizar el trasplante de macrófitas durante este estudio, se seleccionaron aquellas especies que presentaron, entre otras características, una elevada densidad de *P. canaliculata*. En este caso, tuvimos en cuenta este factor debido a que queríamos que las especies trasplantadas estén bajo una importante presión de herbivoría y así evaluar su reacción. Sin embargo, resaltamos la importancia de seguir estudiando la respuesta de otras especies de macrófitas al trasplante en zonas con elevadas densidades de herbívoros macrofitófagos.

La especie **GYM** fue la más consumida y presentó el mayor número de puestas y de ejemplares de *P. canaliculata*. El uso selectivo de los manchones, junto con el consumo y las nuevas condiciones del sitio, probablemente causaron que esta especie, a pesar de haberse establecido con éxito en el sitio dragado, no incrementó su cobertura de manera significativa. Por estas razones y a pesar de ser una especie abundante en los arroyos

pampeanos, con una elevada tasa de crecimiento relativo, no es recomendable su utilización en trasplantes.

Por otro lado, la especie menos consumida durante los experimentos en el laboratorio fue **EGE**, lo cual indicó en una primera instancia que era una buena candidata. Sin embargo como fue mencionado anteriormente, no resistió el trasplante, probablemente debido a fluctuaciones en el nivel del agua. Cabe destacar que a pesar de los diversos beneficios que aportan las macrófitas sumergidas a los arroyos de baja pendiente, no se recomienda el uso de **EGE** en la rehabilitación de este tipo de arroyos debido a las frecuentes fluctuaciones hidrológicas que presentan. Sin embargo, sería conveniente determinar el éxito de otras macrófitas sumergidas debido a la importancia que tiene este tipo biológico en estos arroyos.

Finalmente, **LUD** fue la especie que presentó un consumo intermedio, resistió el trasplante y pudo establecerse y crecer en las condiciones del nuevo sitio. Además, esta especie presentó el menor número de individuos y puestas de *P. canaliculata* en los manchones trasplantados. Este uso diferencial podría ser reflejo de una menor preferencia.

La información del ensamble de macrófitas recopilada durante este trabajo fue de mucho valor para conocer la dinámica de este ensamble y contribuir con el conocimiento de las variables ambientales que determinan la distribución y abundancia de estas especies. Además, a partir de este estudio de base, se pudo seleccionar las macrófitas que podrían ser buenas candidatas para el trasplante. De manera que resaltamos la importancia de realizar este tipo de estudios en zonas donde se planifica la aplicación de técnicas de rehabilitación que impliquen la utilización de la vegetación acuática. Además, el estudio de los herbívoros presentes y conocer sus interacciones con la vegetación acuática es de suma importancia para aumentar las probabilidades de éxito o, en caso de ser necesario tomar medidas para evitar el consumo de las plantas trasplantadas, como por ejemplo, protecciones con tejidos o mallas, dependiendo del animal de que se trate. Este trabajo contribuyó con el desarrollo de esta técnica en arroyos de baja pendiente, con el objetivo de generar herramientas adecuadas para su manejo.

Anexos

Tabla S1: Promedio $\pm$ DE de los parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos registrados en cada sitio, tanto en el arroyo Martín como en el Carnaval, Buenos Aires, mayo 2014-noviembre2015. M1: Martín 1; M2: Martín 2; M3: Martín 3; M4: Martín 4; C1: Carnaval 1; C2: Carnaval 2; C3: Carnaval. Los supra índices indican las diferencias significativas encontradas entre los sitios a partir de los MLM realizados ($p < 0,05$), los sitios que presentan las mismas letras no presentan diferencias.

	M1	M2	M3	M4	C1	C2	C3
Características químicas							
Temperatura (C°)	17,36 $\pm$ 6,00	17,19 $\pm$ 4,90	17,62 $\pm$ 4,36	14,14 $\pm$ 2,64	17,23 $\pm$ 7,92	17,43 $\pm$ 7,72	15,82 $\pm$ 4,47
pH	7,84 $\pm$ 0,66 ^a	8,27 $\pm$ 0,37 ^a	8,28 $\pm$ 0,49 ^a	7,94 $\pm$ 0,49 ^a	8,89 $\pm$ 0,55 ^b	8,75 $\pm$ 0,41 ^b	8,03 $\pm$ 0,15 ^a
Conductividad (mS. cm ⁻¹)	0,39 $\pm$ 0,28	0,75 $\pm$ 0,22	0,75 $\pm$ 0,25	0,55 $\pm$ 0,34	0,53 $\pm$ 0,25	0,58 $\pm$ 0,28	0,92 $\pm$ 0,22
Turbidez (NTU)	196,33 $\pm$ 141,00 ^a	48,88 $\pm$ 60,92 ^b	84,13 $\pm$ 159,28 ^b	41,88 $\pm$ 33,8 ^b	61,16 $\pm$ 74,89 ^b	55,80 $\pm$ 34,13 ^b	30,33 $\pm$ 23,62 ^b
Oxígeno Disuelto (mg.l ⁻¹)	9,36 $\pm$ 2,03	9,18 $\pm$ 3,36	9,77 $\pm$ 4,68	9,66 $\pm$ 4,31	10,25 $\pm$ 2,99	10,01 $\pm$ 2,88	6,72 $\pm$ 2,34
PO4 mg.l ⁻¹	0,52 $\pm$ 0,21	0,42 $\pm$ 0,17	0,41 $\pm$ 0,12	0,47 $\pm$ 0,21	0,45 $\pm$ 0,19	0,41 $\pm$ 0,26	0,38 $\pm$ 0,18
NO3 mg.l ⁻¹	2,06 $\pm$ 1,78	1,53 $\pm$ 1,51	1,35 $\pm$ 1,84	1,08 $\pm$ 1,46	1,03 $\pm$ 1,40	1,28 $\pm$ 1,98	3,28 $\pm$ 2,13
NO2 mg.l ⁻¹	0,05 $\pm$ 0,05 ^c	0,09 $\pm$ 0,03 ^{ab}	0,08 $\pm$ 0,04 ^{abc}	0,08 $\pm$ 0,04 ^{abc}	0,03 $\pm$ 0,03 ^{bc}	0,02 $\pm$ 0,02 ^c	0,14 $\pm$ 0,10 ^a
NH4 mg.l ⁻¹	0,05 $\pm$ 0,06 ^b	0,52 $\pm$ 0,50 ^a	0,35 $\pm$ 0,27 ^a	0,27 $\pm$ 0,24 ^a	0,06 $\pm$ 0,07 ^{ab}	0,05 $\pm$ 0,10 ^{ab}	0,09 $\pm$ 0,11 ^{ab}
DBO 5 mg.l ⁻¹	6,83 $\pm$ 3,60	5,67 $\pm$ 4,03	6,60 $\pm$ 3,64	7,00 $\pm$ 3,79	4,25 $\pm$ 4,20	4,00 $\pm$ 4,00	6,25 $\pm$ 5,68
DQO mg.l ⁻¹	32,67 $\pm$ 4,47	33,5 $\pm$ 27,26	37,60 $\pm$ 28,58	42,67 $\pm$ 49,55	35,75 $\pm$ 27,90	30,50 $\pm$ 16,94	41,00 $\pm$ 24,10
Características físicas y geomorfológicas							
Caudal (m ³ .s ⁻¹)	0,01 $\pm$ 0,01	0,05 $\pm$ 0,05	0,03 $\pm$ 0,02	0,04 $\pm$ 0,05	0,04 $\pm$ 0,07	0,02 $\pm$ 0,015	0,02 $\pm$ 0,02
Velocidad de la corriente (m.s ⁻¹)	0,02 $\pm$ 0,01 ^b	0,06 $\pm$ 0,06 ^a	0,05 $\pm$ 0,06 ^a	0,05 $\pm$ 0,04 ^a	0,02 $\pm$ 0,02 ^b	0,01 $\pm$ 0,01 ^b	0,01 $\pm$ 0,01 ^b
Ancho (m)	2,60 $\pm$ 0,32 ^c	7,11 $\pm$ 1,39 ^b	6,74 $\pm$ 2,22 ^b	9,05 $\pm$ 2,74 ^a	3,93 $\pm$ 0,30 ^c	6,23 $\pm$ 0,71 ^c	8,44 $\pm$ 0,18 ^a
Profundidad (cm)	21,19 $\pm$ 2,37 ^a	13,11 $\pm$ 2,92 ^c	11,95 $\pm$ 4,16 ^{cd}	18,95 $\pm$ 8,60 ^b	8,67 $\pm$ 2,40 ^d	17,47 $\pm$ 2,41 ^{bc}	20,13 $\pm$ 3,91 ^a
Materia orgánica (%)	4,66 $\pm$ 0,78 ^{bc}	4,71 $\pm$ 1,19 ^{bc}	3,66 $\pm$ 0,24 ^c	5,89 $\pm$ 1,21 ^{ab}	3,96 $\pm$ 0,89 ^c	5,04 $\pm$ 1,20 ^{ab}	6,16 $\pm$ 1,73 ^a
Granulometría							
Grava (%)	18,53 $\pm$ 14,65	7,29 $\pm$ 3,01	15,56 $\pm$ 27,80	13,44 $\pm$ 10,80	48,01 $\pm$ 17,74	13,34 $\pm$ 13,14	7,91 $\pm$ 7,62
Arena (%)	21,01 $\pm$ 3,40	30,87 $\pm$ 12,88	14,65 $\pm$ 9,35	27,35 $\pm$ 13,20	14,77 $\pm$ 7,96	36,54 $\pm$ 15,34	35,84 $\pm$ 11,47
Arcilla (%)	33,68 $\pm$ 11,62	31,12 $\pm$ 7,80	26,45 $\pm$ 15,50	23,52 $\pm$ 4,80	17,37 $\pm$ 10,37	7,79 $\pm$ 13,70	17,77 $\pm$ 13,70
Limo (%)	26,77 $\pm$ 7,46	30,72 $\pm$ 11,20	33,95 $\pm$ 14,16	35,69 $\pm$ 15,80	35,69 $\pm$ 15,80	42,31 $\pm$ 4,32	38,48 $\pm$ 18,29
Cobertura de macrófitas (%)	13,15 $\pm$ 5,90 ^{bc}	58,26 $\pm$ 41,25 ^a	55,49 $\pm$ 38,70 ^a	52,02 $\pm$ 32,02 ^a	7,33 $\pm$ 6,34 ^c	39,3 $\pm$ 29,61 ^{ab}	35,05 $\pm$ 21,06 ^{ab}

Tabla S2: Resultados de los Modelos Lineales Mixtos (MLM) para analizar las variables fisicoquímicas e hidrogeomorfológicas registradas en los muestreos del arroyo Martín y Carnaval, provincia de Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015. Se detallan los coeficientes estimados $\pm$ EE, los F de Fisher y los p resultantes (gl = 6,25; n = 117). Los valores de p en negrita implican diferencias significativas ($p < 0,05$). Vel: velocidad de la corriente; OD: oxígeno disuelto; Cond: conductividad; Ancho: ancho del cauce; NTU: turbidez; Prof: profundidad del cauce; MO: materia orgánica; M1: Martín 1; M2: Martín 2; M3: Martín 3; M4: Martín 4; C1: Carnaval 1; C2: Carnaval 2; C3: Carnaval 3.

Modelo	β	F	p	Modelo	β	F	p
Temperatura (y)= $\beta_0+\beta_1i+\beta_2j+\beta_3k+\epsilon$		1,34	0,28	Caudal (y)= $\beta_0+\beta_1i+\beta_2j+\beta_3k+\epsilon$		2,33	0,06
intercepto	2,71 $\pm$ 0,15			intercepto	0,02 $\pm$ 0,02		
C2	0,002 $\pm$ 0,12			C2	-0,01 $\pm$ 0,02		
C3	-0,02 $\pm$ 0,11			C3	-0,01 $\pm$ 0,02		
M1	0,15 $\pm$ 0,11			M1	-0,01 $\pm$ 0,02		
M2	0,16 $\pm$ 0,11			M2	0,03 $\pm$ 0,02		
M3	0,12 $\pm$ 0,12			M3	0,01 $\pm$ 0,02		
M4	-0,03 $\pm$ 0,11			M4	0,01 $\pm$ 0,02		
Modelo	β	F	p	Modelo	β	F	p
Ph (y)= $\beta_0+\beta_1i+\beta_2j+\beta_3k+\epsilon$		2,74	0,03	Vel (y)= $\beta_0+\beta_1i+\beta_2j+\beta_3k+\epsilon$		5,01	0,002
intercepto	2,28 $\pm$ 0,03			intercepto	0,02 $\pm$ 0,01		
C2	-0,02 $\pm$ 0,03			C2	0,002 $\pm$ 0,003		
C3	-0,08 $\pm$ 0,03			C3	-		
					0,001 $\pm$ 0,003		
M1	-0,1 $\pm$ 0,03			M1	0,003 $\pm$ 0,003		
M2	-0,05 $\pm$ 0,03			M2	0,01 $\pm$ 0,004		
M3	-0,06 $\pm$ 0,03			M3	0,02 $\pm$ 0,004		
M4	-0,09 $\pm$ 0,03			M4	<u>0,01$\pm$0,004</u>		
Modelo	β	F	p	Modelo	β	F	p
Cond (y)= $\beta_0+\beta_1i+\beta_2j+\beta_3k+\epsilon$		1,87	0,13	Ancho (y)= $\beta_0+\beta_1i+\beta_2j+\beta_3k+\epsilon$		39,20	<0,001
intercepto	3,22 $\pm$ 1,43			intercepto	1,64 $\pm$ 0,10		
C2	0,12 $\pm$ 0,90			C2	0,38 $\pm$ 0,10		
C3	-1,86 $\pm$ 0,86			C3	0,62 $\pm$ 0,09		
M1	-0,05 $\pm$ 0,85			M1	-0,36 $\pm$ 0,09		
M2	0,42 $\pm$ 0,87			M2	0,44 $\pm$ 0,09		
M3	0,42 $\pm$ 0,87			M3	0,36 $\pm$ 0,10		
M4	0,26 $\pm$ 0,88			M4	0,65 $\pm$ 0,09		

Modelo	β	F	p	Modelo	β	F	p
NTU		3,61	0,01	Prof		14,8	<0,001
(y)= $\beta_0+\beta_1i+b_1j+b_2k+\epsilon$				(y)= $\beta_0+\beta_1i+b_1j+b_2k+\epsilon$		5	
intercepto	3,83 $\pm$ 0,48			intercepto	0,09 $\pm$ 0,01		
C2	-0,05 $\pm$ 0,60			C2	0,04 $\pm$ 0,02		
C3	-0,26 $\pm$ 0,57			C3	0,11 $\pm$ 0,02		
M1	1,37 $\pm$ 0,54			M1	0,10 $\pm$ 0,01		
M2	-0,26 $\pm$ 0,56			M2	0,03 $\pm$ 0,01		
M3	-0,48 $\pm$ 0,57			M3	0,02 $\pm$ 0,01		
M4	-0,38 $\pm$ 0,56			M4	0,06 $\pm$ 0,01		
Modelo	β	F	p	Modelo	β	F	p
OD		0,35	0,90	MO		14,8	<0,001
(y)= $\beta_0+\beta_1i+b_1j+b_2k+\epsilon$				(y)= $\beta_0+\beta_1i+b_1j+b_2k+\epsilon$		5	
intercepto	2,33 $\pm$ 0,18			intercepto	0,20 $\pm$ 0,01		
C2	-0,03 $\pm$ 0,22			C2	0,03 $\pm$ 0,01		
C3	-0,25 $\pm$ 0,22			C3	0,05 $\pm$ 0,01		
M1	-0,05 $\pm$ 0,20			M1	0,02 $\pm$ 0,01		
M2	-0,17 $\pm$ 0,20			M2	0,01 $\pm$ 0,01		
M3	-0,09 $\pm$ 0,21			M3	-		
					0,003 $\pm$ 0,01		
M4	-0,11 $\pm$ 0,20			M4	0,04 $\pm$ 0,01		

Tabla S3: Resultados de los Modelos Lineales Mixtos (MLM) ajustados para analizar los nutrientes y la cobertura de macrófita registradas en los muestreos del arroyo Martín y Carnaval, Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015. Se detallan los coeficientes estimados $\pm$ EE, los F de Fisher y los p resultantes (gl = 6,25; n = 39). Los valores de p en negrita implican diferencias significativas ($p < 0,05$). PO4: fósforo; NO3: nitrato; NO2: nitrito; NH4: amonio; cobertura: % de cobertura de macrófitas; DBO₅: Demanda Bioquímica de oxígeno; DQO: Demanda química de oxígeno; M1: Martín 1; M2: Martín 2; M3: Martín 3; M4: Martín 4; C1: Carnaval 1; C2: Carnaval 2; C3: Carnaval 3.

Modelo	β	F	p	Modelo	β	F	p
PO4		0,44	0,84	DBO ₅		0,17	0,98
(y)= $\beta_0+\beta_1i+b_1j+\epsilon$				(y)= $\beta_0+\beta_1i+b_1j+\epsilon$			
intercepto	0,37 $\pm$ 0,11			intercepto	1,35 $\pm$ 0,59		
C2	-0,11 $\pm$ 0,10			C2	0,07 $\pm$ 0,51		
C3	-0,05 $\pm$ 0,09			C3	0,24 $\pm$ 0,51		
M1	0,05 $\pm$ 0,15			M1	0,61 $\pm$ 0,82		
M2	-0,02 $\pm$ 0,15			M2	0,39 $\pm$ 0,81		
M3	-0,03 $\pm$ 0,15			M3	0,58 $\pm$ 0,82		
M4	0,01 $\pm$ 0,15			M4	0,61 $\pm$ 0,81		
Modelo	β	F	p	Modelo	β	F	p
NO3		1,41	0,25	DQO		0,09	0,90
(y)= $\beta_0+\beta_1i+b_1j+\epsilon$				(y)= $\beta_0+\beta_1i+b_1j+\epsilon$			
intercepto	0,55 $\pm$ 0,46			intercepto	3,43 $\pm$ 0,57		
C2	0,04 $\pm$ 0,39			C2	-0,1 $\pm$ 0,50		
C3	0,8 $\pm$ 0,39			C3	0,12 $\pm$ 0,50		
M1	0,29 $\pm$ 0,64			M1	0,12 $\pm$ 0,80		
M2	0,25 $\pm$ 0,63			M2	-0,13 $\pm$ 0,79		
M3	-0,14 $\pm$ 0,65			M3	0,01 $\pm$ 0,80		
M4	-0,16 $\pm$ 0,64			M4	-0,03 $\pm$ 0,79		
Modelo	β	F	p	Modelo	β	F	p
NO2		5,04	0,001	Cobertura		5,40	0,001
(y)= $\beta_0+\beta_1i+b_1j+\epsilon$				(y)= $\beta_0+\beta_1i+b_1j+\epsilon$			
intercepto	0,03 $\pm$ 0,02			intercepto	0,29 $\pm$ 0,16		
C2	-0,01 $\pm$ 0,02			C2	0,39 $\pm$ 0,16		
C3	0,11 $\pm$ 0,05			C3	0,36 $\pm$ 0,16		
M1	-0,001 $\pm$ 0,03			M1	0,08 $\pm$ 0,15		
M2	0,06 $\pm$ 0,03			M2	0,62 $\pm$ 0,15		
M3	0,05 $\pm$ 0,03			M3	0,57 $\pm$ 0,16		
M4	0,05 $\pm$ 0,03			M4	0,53 $\pm$ 0,15		
Modelo	β	F	p				
NH4		2,67	0,03				
(y)= $\beta_0+\beta_1i+b_1j+\epsilon$							
intercepto	0,05 $\pm$ 0,06						
C2	-0,005 $\pm$ 0,06						
C3	0,03 $\pm$ 0,06						
M1	-0,002 $\pm$ 0,08						
M2	0,22 $\pm$ 0,11						
M3	0,23 $\pm$ 0,12						
M4	0,17 $\pm$ 0,10						

Tabla S4: Porcentaje de cobertura de todas las especies de macrófitas registradas, en todos los sitios y fechas de muestreo durante el estudio de los arroyos Martín y Carnaval, Buenos Aires, mayo 2014-noviembre 2015. Sitios de muestreo M1: Martín 1; M2: Martín 2; M3: Martín 3; M4: Martín 4; C1: Carnaval 1; C2: Carnaval 2; C3: Carnaval 3. Macrófitas: POL: *Polygonum punctatum*; LUD: *Ludwigia peploides*; GYM: *Gymnocoronis spilanthoides*; SCH: *Schoenoplectus californicus*; HYD: *Hydrocotyle ranunculoides*; EGE: *Egeria densa*; HCL: *Hydrocleys nymphoides*; NAS: *Nasturtium officinale*; POT: *Stuckenia pectinata*; SEN: *Senecio bonariensis*; TYP: *Typha latifolia*; ELE: *Eleocharis montana*; SAG: *Sagittaria montevidensis*. Fechas: F1: mayo 2014, F2: agosto 2014, F3: noviembre 2014, F4: marzo 2015, F5: junio 2015 y F6: noviembre 2015.

F.	SITIO	LUD	GYM	EGE	SCH	NAS	ELE	HYD	HCL	POTA	POL	SAG	SEN	TYP
F1	M1	17,79	3,60	0,00	0,00	0,00	3,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
F1	M2	5,86	0,20	0,73	0,00	0,00	0,89	2,97	11,51	0,78	0,00	0,19	0,00	0,00
F1	M4	12,20	0,33	0,15	9,67	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
F1	C1	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
F1	C2	2,05	0,50	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
F1	C3	0,00	3,50	0,00	0,45	0,00	0,09	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
F2	M1	6,78	0,27	0,00	0,00	0,00	1,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
F2	M2	13,57	0,00	1,85	0,00	0,00	3,47	29,86	11,02	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00
F2	M3	9,40	0,00	0,00	0,70	0,00	0,29	3,83	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
F2	M4	12,75	0,10	0,13	1,94	0,00	0,00	0,41	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00
F2	C1	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
F2	C2	2,47	0,62	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
F2	C3	0,00	4,41	0,00	0,50	0,00	0,18	0,51	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
F3	M4	27,39	0,06	1,29	2,00	0,00	0,00	5,16	0,00	0,00	0,00	1,10	0,00	0,00
F3	M3	0,84	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	25,94	0,00	0,00	0,76	2,12	0,00	0,00
F3	M2	0,00	1,22	1,23	0,68	0,00	0,00	15,47	0,11	0,00	0,00	0,98	0,00	0,00
F3	M1	9,09	3,08	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
F3	C1	3,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,07	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
F3	C2	0,07	22,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58	3,41	0,00	0,00
F3	C3	6,90	0,00	0,00	0,15	0,00	0,82	0,00	2,06	5,53	0,00	0,00	0,00	22,49
F4	M1	4,53	3,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	0,22	0,00	0,00
F4	M2	30,59	0,00	0,45	7,68	0,00	0,00	12,30	0,92	0,00	0,00	1,88	0,00	0,00
F4	M3	9,63	9,72	0,61	0,00	0,00	0,00	20,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
F4	M4	33,11	0,00	1,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	49,76	0,74	0,00	0,00
F4	C1	8,39	0,51	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,02	0,06	0,00	0,00
F4	C2	1,13	43,65	0,00	3,94	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,67	10,10	0,52	12,10
F4	C3	0,00	10,28	0,00	0,17	0,00	0,00	15,04	1,81	0,49	0,00	0,00	0,00	0,00
F5	M1	10,79	1,35	0,00	0,00	0,00	1,09	0,00	0,00	0,00	0,95	0,00	0,29	0,00
F5	M2	2,66	7,92	0,64	6,06	5,32	0,00	68,78	0,00	0,00	0,00	0,00	2,65	0,00
F5	M3	19,22	0,00	0,51	0,16	5,23	0,00	72,78	0,00	0,00	0,00	0,49	0,00	0,00
F5	M4	0,00	1,21	0,00	0,95	1,52	0,00	88,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

F.	SITIO	LUD	GYM	EGE	SCH	NAS	ELE	HYD	HCLEIS	POTA	POL	SAG	SEN	TYP
F6	M1	4,14	0,12	0,00	1,36	0,00	3,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99	0,00
F6	M2	36,00	0,00	0,00	9,07	21,02	0,00	20,31	2,43	0,00	0,00	4,12	5,84	0,00
F6	M3	16,67	6,76	0,00	0,14	23,65	0,00	43,55	0,00	0,00	3,35	0,78	0,00	0,00
F6	M4	15,62	9,23	0,00	5,99	17,27	0,00	7,96	0,00	0,00	0,18	2,07	1,46	0,00
F6	C1	12,21	0,00	0,00	0,00	0,94	1,62	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00
F6	C2	2,86	27,88	0,00	8,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	24,18	0,00
F6	C3	0,96	12,40	0,00	0,00	0,00	0,00	9,67	3,74	4,79	0,00	0,00	0,00	24,04

Tabla S5: Lista de taxa, densidad promedio $\pm$ DE (ind.PS⁻¹) y grupo funcional alimentario al cual pertenecen (GFA), registrados en cada especie de macrófita en ambos arroyos, Martín y Carnaval de la provincia de Buenos Aires, mayo 2014- noviembre 2015: POL: *Polygonum punctatum*; LUD: *Ludwigia peploides*; GYM: *Gymnocoronis spilanthoides*; SCH: *Schoenoplectus californicus*; HYD: *Hydrocotyle ranunculoides*; EGE: *Egeria densa*; DEP: depredadores; SUC: succionadores; COL-REC: colectores-recolectores; RASP: raspadores; COL-FILT: colectores filtradores (n=387).

Taxa	LUD	GYM	EGE	POL	SCH	HYD	GFA
Dugesidae: <i>Girardia</i> spp.	8,50 $\pm$ 17,33	5,53 $\pm$ 12,21	12,21 $\pm$ 14,70	9,42 $\pm$ 11,40	0,45 $\pm$ 0,62	18,31 $\pm$ 27,42	DEP
Temnocephala	0,01 $\pm$ 0,03	0,023 $\pm$ 0,09	0,05 $\pm$ 0,08	0	0,01 $\pm$ 0,05	0,38 $\pm$ 1,32	SUC
Nematoda	3,22 $\pm$ 9,60	1,99 $\pm$ 4,44	6,07 $\pm$ 6,46	1,46 $\pm$ 1,98	0,17 $\pm$ 0,50	2,93 $\pm$ 5,01	-
Oligochaeta	22,64 $\pm$ 32,75	7,93 $\pm$ 12,00	31,00 $\pm$ 4,23	10,60 $\pm$ 6,32	0,55 $\pm$ 1,00	7,30 $\pm$ 10,14	COL-REC
Hirudinea: <i>Helobdella</i> spp.	4,43 $\pm$ 5,63	10,44 $\pm$ 13,45	35,02 $\pm$ 70,00	0,58 $\pm$ 0,61	0,93 $\pm$ 0,96	14,00 $\pm$ 13,70	DEP
Gasteropoda							
<i>Heleobia</i> spp.	4,52 $\pm$ 9,94	11,47 $\pm$ 40,33	44,7 $\pm$ 104,96	0,20 $\pm$ 0,31	0,24 $\pm$ 0,45	18,41 $\pm$ 38,51	RASP
<i>Pomacea canaliculata</i> Lamarck 1822	0,35 $\pm$ 0,48	0,91 $\pm$ 1,48	1,68 $\pm$ 2,23	0,72 $\pm$ 1,23	0,46 $\pm$ 1,25	0,34 $\pm$ 0,32	RASP
<i>Physa</i> sp.	0,82 $\pm$ 1,52	0,61 $\pm$ 1,82	0,76 $\pm$ 1,17	1,02 $\pm$ 1,95	0,02 $\pm$ 0,05	1,74 $\pm$ 4,03	RASP
<i>Uncancylus concentricus</i> (d'Orbigny, 1835)	2,72 $\pm$ 6,91	3,71 $\pm$ 6,10	16,67 $\pm$ 28,32	0,09 $\pm$ 0,13	0,51 $\pm$ 0,68	2,86 $\pm$ 5,52	RASP
<i>Biomphalaria</i> spp.	2,25 $\pm$ 5,63	1,16 $\pm$ 2,71	25,38 $\pm$ 54,91	0,04 $\pm$ 0,06	0,08 $\pm$ 0,18	1,80 $\pm$ 3,92	RASP
<i>Drepanotrema</i> spp.	0,09 $\pm$ 0,33	0,01 $\pm$ 0,05	0,11 $\pm$ 0,22	0,01 $\pm$ 0,02	0	0,17 $\pm$ 0,51	RASP
Bivalvia							
<i>Pisidium</i> spp.	0,08 $\pm$ 0,33	0,13 $\pm$ 0,48	0,18 $\pm$ 0,52	0,39 $\pm$ 0,60	0,02 $\pm$ 0,06	0,64 $\pm$ 2,20	COL-FILT
<i>Eupera</i> spp.	0	0,13 $\pm$ 0,35	0	0,37 $\pm$ 0,74	0,01 $\pm$ 0,03	0,34 $\pm$ 1,30	COL-FILT
<i>Musculium</i> spp.	0	0,17 $\pm$ 0,90	0,44 $\pm$ 0,88	0	0,01 $\pm$ 0,03	2,28 $\pm$ 6,05	COL-FILT
Cladocera							
Dahpniidae	0,41 $\pm$ 1,09	0,32 $\pm$ 1,46	0,76 $\pm$ 2,45	0	0	0,03 $\pm$ 0,08	COL-FILT
Copepoda: Cyclopoidea	4,29 $\pm$ 7,23	1,55 $\pm$ 2,88	11,95 $\pm$ 21,41	2,61 $\pm$ 4,05	0,09 $\pm$ 0,20	6,85 $\pm$ 11,48	DEP
Odonata							
Libellulidae	0,04 $\pm$ 0,20	0,003 $\pm$ 0,02	0,01 $\pm$ 0,03	0	0	0,01 $\pm$ 0,04	DEP
<i>Perithemis</i> spp.	0,06 $\pm$ 0,13	0,05 $\pm$ 0,15	0,22 $\pm$ 0,71	0	0,01 $\pm$ 0,02	0	DEP
Coenargidae	2,32 $\pm$ 2,65	2,25 $\pm$ 2,71	3,88 $\pm$ 4,58	0,46 $\pm$ 0,35	0,09 $\pm$ 0,15	1,60 $\pm$ 1,90	
Aeshnidae : <i>Rhionaeshna Bonariensis</i> (Rambur, 1842)	0,05 $\pm$ 0,22	0	0,04 $\pm$ 0,08	0	0	0,02 $\pm$ 0,07	DEP
Ephemeroptera							

Baetidae: <i>Callibaetis</i> sp.	0,09±0,30	0,04±0,10	0,05±0,20	0	0,01±0,03	0,02±0,09	COL-REC
Caenidae: <i>Caenis</i> sp	0,15±0,42	0,484±1,92	0	0,46±0,73	0,02±0,05	0,39±0,93	COL-REC
Ostracoda	2,2±4,07	1,46±5,48	26,81±42,70	0,35±0,58	0,05±0,09	1,92±2,85	COL-FILT
Anhipoda: <i>Hyaella curvispiina</i> Shoemaker, 1942	22,57±33,97	11,46±13,75	34,37±32,04	2,04±2,35	0,79±1,38	77,26±172,70	COL-REC
Tardigrada	0,09±0,24	0,01±0,02	0,18±0,62	0	0	0,01±0,02	SUC
Hidrachnidia	0,09±0,21	0,02±0,06	0,08±0,20	0,06±0,06	0,001±0,00	0,07±0,18	DEP
Collembola							
Isotomidae	1,04±2,82	0,67±0,95	0,21±0,31	0,80±1,02	0,22±0,47	0,22±0,25	COL-REC
Sminthuridae	0,12±0,27	0,07±0,15	0,06±0,11	0,30±0,60	0,02±0,06	0,07±0,13	COL-REC
Entomobridae	0,21±0,31	0,64±1,26	0,24±0,41	0,23±0,27	0,06±0,08	0,3±0,62	COL-REC
Poduridae	0,53±1,20	0,07±0,11	0,57±1,20	0,19±0,24	0,01±0,03	0,34±0,86	COL-REC
Hemiptera-Heteroptera							
Corixidae: <i>Sigara</i> sp	0,06±0,12	0,03±0,08	0,08±0,11	0,03±0,06	0	0,16±0,46	DEP
Belostomatidae: <i>Belostoma</i> sp.	0,08±0,14	0,06±0,12	0,04±0,08	0,03±0,05	0,002±0,01	0,04±0,09	DEP
Pleidae: <i>Neoplea</i> sp.	0,01±0,04	0	0	0,01±0,02	0,001±0,00	0	DEP
Veliidae: <i>microvelia</i> sp	0,02±0,03	0	0	0	0	0	DEP
Mesovellidae: <i>Mesovelia</i> sp.	0,03±0,07	0,01±0,03	0,002±0,01	0,01±0,00	0,01±0,02	0,02±0,04	DEP
Gerridae	0,01±0,01	0	0	0	0	0,02±0,06	DEP
Hebridae: <i>Merragata</i> sp.	0	0	0	0,01±0,02	0	0	
Diptera							
Chironomidae	35,07±72,10	9,77±20,40	123,93±193,40	28,40±46,20	0,63±1,09	24,70±48,05	COL-REC
Stratiomyidae	0,04±0,10	0,07±0,23	0,01±0,02	0,01±0,01	0,02±0,06	0,24±0,84	COL-REC
Ceratopogonidae	0,55±1,41	0,16±0,73	0,91±2,44	0,32±0,40	0,004±0,02	0,37±1,03	COL-REC
Ephydriidae	0,13±0,57	0,05±0,11	0,16±0,23	0,01±0,01	0,02±0,04	0,37±0,52	COL-REC
Culicidae	0,01±0,01	0,001±0,01	0,02±0,03	0	0,003±0,01	0,004±0,01	COL-FILT
Dolichopodidae	0,01±0,04	0,003±0,01	0	0,04±0,07	0,003±0,01	0	DEP
Sciomyzidae	0,01±0,14	0,05±0,14	0,02±0,06	0,02±0,04	0,01±0,03	0,05±0,17	SUC
Tabanidae	0,01±0,06	0,003±0,01	0,04±0,12	0	0,01±0,02	0,004±0,01	DEP
Tipulidae	0,01±0,02	0	0,02±0,07	0	0	0	DEP
Muscidae	0,01±0,01	0	0	0,02±0,05	0,002±0,01	0,01±0,02	COL-REC
Psychodidae	0,01±0,02	0	0	0	0,004±0,02	0	COL-REC
Empididae	0,01±0,03	0	0	0	0	0	DEP
larva sp1	0	0,004±0,01	0,24±0,69	0,02±0,03	0	0,02±0,08	
larva sp2	0	0,05±0,18	0,05±0,20	0	0	0,06±0,16	

Coleoptera

Dytiscidae							
<i>Liodesus spp.</i>	0,03±0,09	0,03±0,07	0,05±0,10	0,07±0,07	0,01±0,02	0,06	DEP
<i>Desmopacria spp.</i>	0,02±0,10	0,003±0,01	0	0	0	0,01	DEP
<i>Vatellus spp.</i>	0,02±0,10	0	0	0	0	0	COL-REC
Dytiscidae larva	0	0,003±0,01	0,02±0,08	0,01±0,00	0	0,004	DEP
Noteridae							
<i>Hydrocanthus spp.</i>	0,06±0,16	0,04±0,12	0,01±0,02	0,07±0,11	0	0	DEP
<i>Notomicrus spp.</i>	0	0,003±0,01	0,01±0,02	0	0	0	DEP
Hydrophilidae							
<i>Derallus spp.</i>	0,01±0,03	0,01±0,03	0,02±0,04	0,04±0,04	0,01±0,02	0,06	COL-REC
<i>Enochrus spp.</i>	0,35±1,37	0,06±0,12	0	0,03±0,03	0,02±0,05	0,04	COL-REC
<i>Berosus spp.</i>	0,01±0,03	0,003±0,01	0,01±0,03	0,02±0,03	0	0	COL-REC
<i>Paracymus spp.</i>	0,05±0,16	0,004±0,01	0,01±0,02	0,02±0,03	0,01±0,03	0,02	COL-REC
<i>Tropisternus spp.</i>	0,03±0,10	0,01±0,02	0,10±0,17	0,06±0,13	0,01±0,02	0,01	COL-REC
<i>Helochares spp.</i>	0	0,003±0,02	0	0	0	0	COL-REC
<i>Hydrophilus spp.</i>	0,01±0,001	0	0	0	0	0	DEP
<i>Anacaena spp.</i>	0,003±0,02	0	0	0	0	0	COL-REC
Hydrophilidae larva	0,02±0,05	0,01±0,02	0,01±0,03	0	0,01±0,04	0,1	DEP
Hydrochidae: <i>Hidrochus spp.</i>	0,002±0,01	0	0	0	0,01±0,03	0,02	COL-REC
Gyrinidae: <i>Gyrinus spp.</i>	0	0	0	0,02±0,03	0	0	DEP
Elmidae	0	0,01±0,02	0,003±0,01	0	0	0	RASP
Scirtidae larva	0,001±0,001	0,01±0,02	0	0	0	0	COL-REC
Staphylinidae	0,004±0,02	0	0	0	0	0	

Tabla S6: Lista de especies de Hirudinea identificados y los géneros de la familia Chironomidae. Además se detalla la densidad promedio $\pm$ DE (ind.PS $^{-1}$) registrada en cada especie de macrófita en ambos arroyos, Martín y Carnaval de la provincia de Buenos Aires, mayo 2014- noviembre 2015. POL: *Polygonum punctatum*; LUD: *Ludwigia peploides*; GYM: *Gymnocoronis spilanthoides*; SCH: *Schoenoplectus californicus*; HYD: *Hydrocotyle ranunculoides*; EGE: *Egeria densa* (n=387).

Hirudinea	LUD	GYM	EGE	POL	SCH	HYD
<i>Helobdella</i> spp.						
<i>H. hyalina</i> Ringuelet 1942	1,36 $\pm$ 2,35	4,10 $\pm$ 7,12	15,36 $\pm$ 25,90	0,22 $\pm$ 0,25	0,38 $\pm$ 0,76	5,47 $\pm$ 7,77
<i>H. simplex</i> (Moore 1911)	0,25 $\pm$ 0,73	0,65 $\pm$ 1,95	12,95 $\pm$ 41,16	0,04 $\pm$ 0,07	0,06 $\pm$ 0,19	0,71 $\pm$ 1,35
<i>H. triserialis lineata</i> Ringuelet 1981)	0,27 $\pm$ 1,24	0,87 $\pm$ 1,71	2,16 $\pm$ 3,85	0,13 $\pm$ 0,25	0,02 $\pm$ 0,05	0,54 $\pm$ 0,89
<i>H. triserialis</i> (Blanchard 1849)	0,20 $\pm$ 0,57	0,50 $\pm$ 2,01	0,03 $\pm$ 0,07	0,04 $\pm$ 0,09	0,025 $\pm$ 0,06	0,10 $\pm$ 0,22
<i>H. triserialis triserialis</i> (Blanchard, 1849)	0,01 $\pm$ 0,03	0	0	0	0,004 $\pm$ 0,02	0,07 $\pm$ 0,29
<i>H. michaelsoni</i> Blanchard 1900	0,03 $\pm$ 0,16	0,02 $\pm$ 0,08	0,82 $\pm$ 1,92	0,03 $\pm$ 0,06	0,01 $\pm$ 0,05	0,19 $\pm$ 0,73
<i>H. adistola</i> (Ringuelet, 1972).	0,01 $\pm$ 0,04	0,02 $\pm$ 0,12	0,11 $\pm$ 0,20	0	0	0
juveniles (<i>Helobdella</i> sp)	0,55 $\pm$ 1,60	0,38 $\pm$ 0,91	1,05 $\pm$ 2,05	0	0,01 $\pm$ 0,03	0,64 $\pm$ 1,90
<i>H. duplicata tuberculata</i> Ringuelet, 1958	0,01 $\pm$ 0,07	0	0	0	0	0
<i>H. brasiliensis</i> (Weber 1915)	0,01 $\pm$ 0,01	0,06 $\pm$ 0,20	0	0	0	0,04 $\pm$ 0,091
<i>H. striata</i> Kutschera 1985	0	0	0	0	0,003 $\pm$ 0,01	0,04 $\pm$ 0,15
<i>Haementeria</i> spp.	0,002 $\pm$ 0,01	0	0	0	0	0
Chironomidae						
<i>Apedilum</i> sp.	0,42 $\pm$ 0,62	0,01 $\pm$ 0,05	1,02 $\pm$ 1,84	0,09 $\pm$ 0,15	0,07 $\pm$ 0,21	0,09 $\pm$ 0,22
<i>Chironomus</i> sp.	0,21 $\pm$ 0,55	0,03 $\pm$ 0,07	0,44 $\pm$ 0,63	0	0,01 $\pm$ 0,03	0,27 $\pm$ 0,71
<i>Dicrotendipes</i> sp.	0,93 $\pm$ 0,40	0,14 $\pm$ 0,50	16,71 $\pm$ 28,91	0,09 $\pm$ 0,06	0,32 $\pm$ 0,76	0,65 $\pm$ 1,12
<i>Goeldichironomus</i> sp.	0,15 $\pm$ 0,35	0,04 $\pm$ 0,11	1,02 $\pm$ 1,94	0,04 $\pm$ 0,60	0,08 $\pm$ 0,16	0,02 $\pm$ 0,07
<i>Parachironomus</i> sp.	1,2 $\pm$ 1,2	1,38 $\pm$ 2,43	5,69 $\pm$ 12,02	0,83 $\pm$ 1,61	0,03 $\pm$ 0,10	1,26 $\pm$ 0,97
<i>Polypedilum</i> sp.	0,16 $\pm$ 0,18	0,012 $\pm$ 0,05	0,14 $\pm$ 0,29	0,36 $\pm$ 0,68	0,05 $\pm$ 0,10	0,08 $\pm$ 0,17
<i>Rheotanytarsus</i> sp.	0,20 $\pm$ 0,41	0,41 $\pm$ 1,61	0,50 $\pm$ 1,59	0,03 $\pm$ 0,05	0	0,05 $\pm$ 0,17
<i>Tanytarsus</i> sp.	0,94 $\pm$ 2,46	0,24 $\pm$ 0,54	0,42 $\pm$ 1,15	0,41 $\pm$ 0,82	0,02 $\pm$ 0,06	0,35 $\pm$ 0,82
<i>Corynoneura</i> sp.	0,01 $\pm$ 0,03	0	0,04 $\pm$ 0,13	0	0,02 $\pm$ 0,06	0,04 $\pm$ 0,08
<i>Cricotopus</i> sp.	1,14 $\pm$ 2,03	0,07 $\pm$ 0,23	0,65 $\pm$ 1,08	0,48 $\pm$ 1,00	0,05 $\pm$ 0,15	0,04 $\pm$ 0,09

<i>Limnophyes sp.</i>	0,01±0,00	0,002±0,01	0,001±0,01	0	0	0
<i>Metriocnemus sp.</i>	0,01±0,01	0,01±0,04	0	0	0	0,01±0,04
<i>Thienamanniella sp.</i>	2,01±3,31	0,15±0,39	5,82±10,83	0,19±0,15	0,25±0,54	0,07±0,13
<i>Ablabesmyia sp.</i>	0,02±0,08	0,05±0,19	0	0	0,01±0,03	0,04±0,08
<i>Labrundinia sp.</i>	0	0	0	0	0	0,03±0,07
<i>Monopelopia sp.</i>	0,02±0,00	0	0,042±0,11	0	0	0,04±0,10
<i>Tanypus sp.</i>	0	0	0,08±0,26	0,03±0,07	0	0

Figura S1: Resultados de las regresiones lineales y de la regresión linealizada ajustadas durante los experimentos: a), b) y c) regresiones lineales que relacionan el peso húmedo inicial de los controles (PH 0) con el peso seco final correspondiente (PS 1) para las tres especies de macrófitas utilizadas en los ensayos de “no elección” y de preferencia alimentaria: GYM: *G. spilanthisoides*, LUD: *L. peploides* y EGE: *E. densa* n=14; d) regresión linealizada ajustada para relacionar la longitud total de individuos (LT) de *P. canaliculata* con el peso seco libre de la concha (PS) n=213, modificada de Ferreira (2015). Se detalla además la ecuación de la recta obtenida junto con el coeficiente de determinación.

Tabla S7: Resultados del test ANOVA realizado para cada variable de crecimiento registrada durante la experiencia de trasplante realizada en el arroyo Martín, provincia de Buenos Aires (febrero 2015-abril 2015). Las macrófitas trasplantadas fueron LUD: *L. peploides* y GYM: *G. spilanthisoides*. Se detalla el F de Fisher y el p valor resultante de las comparaciones entre los sitios dragado (SD) y sitio no dragado (SND). Los valores de p en negrita implican diferencias significativas ($p < 0,05$).

	LUD			GYM		
	gl	F	p	gl	F	p
Número de nodos	1,8	0,00	0,99	1,6	81,00	0,0001
Largo de internodos(cm)	1,8	0,20	0,66	1,6	0,77	0,41
Número de ramas laterales	1,8	0,07	0,79	1,6	0,64	0,45
IL	1,8	7,80E-04	0,97	1,6	35,96	0,001

Referencias

8. Referencias

- American Public Health Association (APHA) (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edition. Washington D.C.
- Andersen J M (1976) An ignition method for the determination of total phosphorus in lake sediments. Water Research, 10: 329-331.
- Ardenghi N M G, Barcheri G, Ballerini C, Cauzzi P (2016) *Gymnocoronis spilanthoides* (Asteraceae, Eupatorieae), a new naturalized and potentially invasive aquatic alien in S Europe. Willdenowia, 46: 265–273.
- Bärlocher F, Graça MAS (2005) Total phenolics. In Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide. Graça MAS, Bärlocher F, Gessner MO (Eds). Springer: Dordrecht, The Netherlands.
- Baattrup-pedersen A, Riis T (1999) Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. Freshwater Biology, 42: 375–385.
- Baker P, Zimmanck F, Baker S M (2010) Feeding rates of an introduced freshwater gastropod *Pomacea insularum* on native and nonindigenous aquatic plants in Florida. Journal of Molluscan Studies, 76: 138–143.
- Bakker E S, Sarneel J M, Gulati R D, Liu Z, van Donk E (2013) Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. Hydrobiologia, 710: 23–37.
- Bakker E S, Wood K A, Pagès J F, Veen G F (Ciska), Christianen M J A, Santamaría L, Hilt S (2016) Herbivory on freshwater and marine macrophytes: A review and perspective. Aquat. Bot. 135: 18–36.
- Bal K, Struyf, E, Vereecken H, Viaene P, De Doncker L, de Deckere E, ..., Meire P (2011) How do macrophyte distribution patterns affect hydraulic resistances? Ecological engineering 37:529-533.
- Barbour M T, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB (1999) Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA. Washington.

- Barker D J (2009) Pacific Northwest Aquatic Invasive Species Profile: *Nasturtium officinale* (Watercress).
- Bates D, Maechler M (2009) lme4: Linear Mixed-Effects Models Using S4 Classes. R package version 0.999375-32.
- Barton K (2013) MuMIn: multi-model inference. R package version 1:11
- Basílico G, Magdaleno A, Paz M, Moretton J, Faggi A, de Cabo L (2017) Sewage pollution: genotoxicity assessment and phytoremediation of nutrients excess with *Hydrocotyle ranunculoides*. Environmental Monitoring and Assessment, 189:182.
- Beyer H L, Haydon D T, Morales J M, Frair J L, Hebblewhite M, Mitchell M, Matthiopoulos J (2010) The interpretation of habitat preference metrics under use-availability designs. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 365: 2245–2254.
- Binckley CA, Resetarits WJ (2005) Habitat selection determines abundance, richness and species composition of beetles in aquatic communities. Biological Letters, 1:370–374.
- Bonanno G, Borg J A, Di Martino V (2017) Levels of heavy metals in wetland and marine vascular plants and their biomonitoring potential: A comparative assessment. Science of the Total Environment, 576: 796–806.
- Burks RL, Kyle CH, Trawick MK (2010) Pink eggs and snails: field oviposition patterns of an invasive snail, *Pomacea insularum*, indicate a preference for an invasive macrophyte. Hydrobiologia 646: 243-251.
- Bunn S E, Arthington AH (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. Environ. Manage, 30: 492–507.
- Burlakova L E, Karatayev A Y, Padilla D K, Cartwright L D, Hollas D N (2008) Wetland Restoration and Invasive Species: Apple snail (*Pomacea insularum*) Feeding on Native and Invasive Aquatic Plants. Restoration Ecology, 2: 1–8.
- Cabrera A L (1976) Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería. Editorial Acme, 2: 85.
- Cabrera A L, Willink A (1973) Biogeografía de América Latina.

- Cabrita M T (2014) Phytoplankton community indicators of changes associated with dredging in the Tagus estuary (Portugal). *Environmental Pollution*, 191: 17–24
- Caliman A, Pires A F, Esteves F A, Bozelli R L, Farjalla V F (2010) The prominence of and biases in biodiversity and ecosystem functioning research. *Biodiversity & Conservation*, 19: 651-664.
- Carlsson N O L, Lacoursière J O (2005) Herbivory on aquatic vascular plants by the introduced golden apple snail (*Pomacea canaliculata*) in Lao PDR. *Biological Invasions*, 7:233–241.
- Carrillo Y, Guarín A, Guillot G (2006) Biomass distribution, growth and decay of *Egeria densa* in a tropical high-mountain reservoir (NEUSA, Colombia). *Aquatic Botany*, 85: 7–15.
- Cavallotto J L (1995) Evolución Geomorfológica de la Llanura Costera del Margen Sur del Río de La Plata. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. La Plata.
- Chambers P A, Prepas E E, Hamilton H R, Bothwell M L (1991) Current velocity and its effect on aquatic macrophytes in flowing waters. *Ecological Applications*, 1: 249-257.
- Champion P D, Tanner C C (2000) Seasonality of macrophytes and interaction with flow in a New Zealand lowland stream. *Hydrobiología*, 441: 1–12.
- Cheruvilil K S, Soranno P A, Madsen J D, Roberson M J (2002) Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities: the role of an exotic dissected macrophyte. *Journal of the North American Benthological Society*, 21: 261–277.
- Choudhury M I, Yang X, Hansson L A (2015) Stream flow velocity alters submerged macrophyte morphology and cascading interactions among associated invertebrate and periphyton assemblages. *Aquatic Botany*, 120: 333–337.
- Clarke K R, Warwick R M (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. (2nd Ed). Plymouth, UK, Plymouth Marine Laboratory.

- Comber S, Gardne M, Georges K, Blackwood D, Gilmour D (2013) Domestic source of phosphorus to sewage treatment works. *Environmental technology*, 34: 1349-1358.
- Cortelezzi A, Sierra M V, Gómez N, Marinelli C, Rodrigues Capítulo A (2013) Macrophytes, epipelic biofilm, and invertebrates as biotic indicators of physical habitat degradation of lowland streams (Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 5801–5815.
- Cremona F, Planas D, Lucotte M (2008) Biomass and composition of macroinvertebrate communities associated with different types of macrophyte architectures and habitats in a large fluvial lake. *Fundamental and Applied Limnology*, 171: 119–130.
- Dandelot S, Verlaque R, Dutartre A, Cazaubon A (2005) Ecological, dynamic and taxonomic problems due to *Ludwigia* (Onagraceae) in France. *Hydrobiologia*, 551: 1–6.
- David M B, Gentry L E (2000) Anthropogenic inputs of nitrogen and phosphorus and riverine export for Illinois, USA. *Journal of Environmental Quality*, 29: 494–508.
- de Neiff A P (2003) Macroinvertebrates living on *Eicchornia azurea* Kunth in the Paraguay River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15: 55-63.
- Delmail D, Labrousse P, Hourdin P, Larcher L, Moesch C, Botineau M (2013) *Micropropagation of Myriophyllum Alterniflorum* (Haloragaceae) for stream rehabilitation: First in vitro culture and reintroduction assays of a heavy-metal hyperaccumulator immersed macrophyte. *International Journal of Phytoremediation*, 15: 647–662.
- Dibble E D, Thomaz S M (2006) A Simple Method to Estimate Spatial Complexity in Aquatic Plants. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49: 421–428.
- Dolédec, S, Bonada N (2013) So what? Implications of loss of biodiversity for ecosystem functioning. In *River Conservation Challenges and Opportunities*. Fundación BBVA, Madrid.
- Domínguez E, Molineri C, Nieto C (2009) Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo. Tucumán.

- Duff J H, Triska F J (2000) Nitrogen biogeochemistry and surface-subsurface exchange in streams. In J. B. Jones, and P. J. Mulholland (Eds), Streams and Groundwaters. Academic Press, San Diego, CA.
- Dugdale T M, Clements D, Hunt T D, Butler K L (2012) Survival of a submerged aquatic weed (*Egeria densa*) during lake drawdown within mounds of stranded vegetation. Lake and Reservoir Management, 28: 153–157.
- Efron S T, Aquino J E, de Cabo L I, Dos Santos A M, Graziano M (2014) Evaluación de la capacidad de auto-depuración de un arroyo urbano y el uso de macrófitas nativas como estrategia de restauración. Biología Acuática, 30: 275-285.
- Elger A, Lemoine D (2005) Determinants of macrophyte palatability to the pond snail *Lymnaea stagnalis*. Freshwater Biology 50: 86–95.
- Elger A, Willby N J (2003) Leaf dry matter content as an integrative expression of plant palatability: The case of freshwater macrophytes. Functional Ecology, 17:58–65
- Elosegi A, Sabater S (2009) Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA. España.
- Elosegi A, Sabater S (2013) Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: A review and suggestions for assessing ecological impacts. Hydrobiologia, 712: 129–143.
- Erftemeijer P L, Lewis, R R R (2006). Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. Marine Pollution Bulletin, 52: 1553–1572.
- Estebenet AL (1995) Food and feeding in *Pomacea canaliculata*. Veliger 38:277–283.
- Estebenet A L, Martín P R (2002) *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae): Life-history traits and their plasticity. Biocell, 26: 83-89.
- Feijoó C S, Lombardo R J (2007) Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. Water Research, 41: 1399-1410.
- Feijoó C S, Momo F R, Bonetto C A, Tur N M (1996) Factors influencing biomass and nutrient content of the submersed macrophyte *Egeria densa* Planch. in a pampasic stream. Hydrobiologia, 341: 21–26.

- Ferreira A C (2015) Respuestas poblacionales de macroinvertebrados a distintas calidades de agua en cuerpos lóticos de la llanura pampeana. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo.
- Ferreira A C, Rodrigues Capítulo A (2017) Growth and survival of juvenile *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae) in plain streams associated to different land uses. *Studies on neotropical fauna and environment*, 52: 95-102.
- Ferreiro N, Feijoó C, Giorgi A, Leggeri L (2011) Effects of macrophyte heterogeneity and food availability on structural parameters of the macroinvertebrate community in a Pampean stream. *Hydrobiologia*, 664: 199-211.
- Ferreiro N, Feijoó C, Giorgi A, Rosso J (2014) Macroinvertebrates select complex macrophytes independently of their body size and fish predation risk in a Pampean stream. *Hydrobiologia*, 740: 191–205.
- Fidalgo F y Martínez O R (1983) Algunas características geomorfológicas dentro del Partido de La Plata (Buenos Aires). *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 38: 263-279.
- Folk RL (1974) Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Pub. Co., Austin, 399 Texas.
- Franklin P, Dunbar M, Whitehead P (2008) Flow controls on lowland river macrophytes : A review. *Science of the Total Environment*, 400: 369–378.
- Fucks E E, Pisano M F, Nuccetelli G (2016) Evolución Geomorfológica de la Región del Gran La Plata y su Relación con Eventos Catastróficos. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 74: 141-154.
- García-Berthou E, Alcaraz Cazorla C, Benejam Vidal L, Benito, J (2009) Diseño experimental y análisis de datos. In *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Elosegi A, Sabater S, (Eds). Fundación BBVA. España.
- Gérard J, Brion N, Triest L (2014) Effect of water column phosphorus reduction on competitive outcome and traits of *Ludwigia grandiflora* and *L. peploides*, invasive species in Europe. *Aquatic Invasions*, 9: 157–166.
- Giorgi A, Feijoó C, Tell G (2005) Primary producers in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1699–1718.

- González N, Trovatto, M M, Hernandez M A (2003) Modelo hidrodinámico en una Cuenca de llanura tributaria del Río de La Plata (Bs. As. Argentina). *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*, 3: 85–92.
- Grīnberga L (2011) Macrophyte species composition in streams of Latvia under different flow and substrate conditions. *Estonian Journal of Ecology*, 60: 194.
- Grygoruk M, Frąk M, Chmielewski, A (2015) Agricultural rivers at risk: Dredging results in a loss of macroinvertebrates. Preliminary observations from the narew catchment, Poland. *Water*, 7: 4511–4522.
- Guittonny-Philippe A, Petit M E, Masotti V, Monnier Y, Malleret L, Coulomb B, ... Laffont-Schwob I (2015) Selection of wild macrophytes for use in constructed wetlands for phytoremediation of contaminant mixtures. *Journal of Environmental Management*, 147:108–123.
- Hammer Ø, Harper D A T, Ryan P D (2001) Paleontological statistics software: package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*.
- Hanley M E, Lamont B B, Fairbanks M M, Rafferty C M (2007) Plant structural traits and their role in anti-herbivore defence. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8: 157–178
- Hann B J (1995) Invertebrate associations with submersed aquatic plants in a prairie wetland. *UFS (Delta Marsh) Annual Report*, 30: 78-84.
- Hastwell G T, Daniel A J, Vivian-Smith G (2008) Predicting invasiveness in exotic species: do subtropical native and invasive exotic aquatic plants differ in their growth responses to macronutrients?. *Diversity and Distributions*, 14: 243-251.
- Hauer C, Leitner P, Unfer G, Pulg U, Habersack H, Graf W (2018) The Role of Sediment and sediment Dynamics in the Aquatic Environment. In *Riverine Ecosystem Management*. Schmutz S, Sendzimir J (Eds), Viena, Australia.
- Hilt S (2006) Recovery of *Potamogeton pectinatus* L. stands in a shallow eutrophic lake under extreme grazing pressure. *Hydrobiologia*, 570: 95–99.
- Hladyz S, Gessner M O, Giller P S, Pozo J, Woodward G (2009) Resource quality and stoichiometric constraints on stream ecosystem functioning. *Freshwater Biology* 54: 957–970.

- Howells R G, Burlakova L E, Karatayev A Y, Marfurt R K, Burks R L (2006) Native and introduced Ampullariidae in North America: history, status, and ecology. In Global Advancements in Ecology and Management of Golden Apple Snails. Joshi R, L Sebastian (Eds), Philippine Rice Research Institute, Nueva Ecija, Philippines: 73–112 p.
- Hurtado M A, Giménez J E, Cabral M G, Da Silva, M, Martínez O R, Camillón M C, Sánchez C A (2006) Análisis ambiental del Partido de La Plata, Aportes al Ordenamiento Territorial. Instituto de Geomorfología Y Suelos, Buenos Aires, 129.
- Hussner A (2010). Growth response and root system development of the invasive *Ludwigia grandiflora* and *Ludwigia peploides* to nutrient availability and water level. Fundamental and Applied Limnology, 177: 189–196.
- Hussner A, Lösch R (2007) Growth and photosynthesis of *Hydrocotyle ranunculoides* L. fil. in Central Europe. Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants, 202: 653–660.
- Hauxwell J, Frazer T K, Osenberg C W (2004) Grazing by Manatees excludes both new and established Wild Celery transplants: implications for restoration in Kings Bay, FL, USA. Journal of Aquatic Plant Management, 42: 49–53.
- Howarth D M, Grant T R, Hulbert, A J (1982). A comparative study of heavy metal accumulation in tissues of the crested tern, *Sterna bergii*. Breeding near an industrial port before and after harbour dredging and ocean dumping. Wildlife Research, 9: 571–577
- Hrivnák R, Oťaheľová H, Valachovič M (2009) Macrophyte distribution and ecological status of the Turiec River (Slovakia): changes after seven years. Arch. Biol. Sci. 61: 297–306
- Keddy P A (2000) Wetland ecology: principles and conservation (2th ed). Cambridge University Press, Cambridge.
- Kemp M J, Dodds W K (2001) Spatial and temporal patterns of nitrogen in pristine and agriculturally influenced streams. Biogeochemistry, 53: 125–141.
- Kemp, M J, Dodds W K (2002). The influence of ammonium, nitrate, and dissolved oxygen concentrations on uptake, nitrification, and denitrification rates

- associated with prairie stream substrata. *Limnology and Oceanography*, 47: 1380–1393.
- Kjelland M E, Woodley C M, Swannack T M, Smith D L (2015). A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: Potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. *Environment Systems and Decisions*, 35: 334–350.
 - Kõrs A, Vilbaste S, Käiro K, Pall P, Piirsoo K, Truu J, Viik M (2012). Temporal changes in the composition of macrophyte communities and environmental factors governing the distribution of aquatic plants in an unregulated lowland river (Emajõgi, Estonia).
 - Kwong K L, Dudgeon D, Wong P K, Qiu J W (2010) Secondary production and diet of an invasive snail in freshwater wetlands: Implications for resource utilization and competition. *Biological Invasions*, 12: 1153–1164.
 - Lach L, Britton D, Rundell R, Cowie R (2000) Food preference and reproductive plasticity in an invasive freshwater snail. *Biological Invasions*, 2: 279–288.
 - Lahitte H B, Hurrell J A (1996) Plantas Hidrófilas de la Isla Martín García (Buenos Aires, República Argentina). Comisión de Investigaciones Científicas (CIC).
 - Lahitte H B, Hurrell J A, Mehlreter K, Belgrano M J, Jankowski L S, Haloua M P, Canda G (2004). Biota Rioplatense I. Plantas de la costa: Nativas y exóticas. LOLA. Buenos Aires.
 - Lange P J De, Gardner R O, Champion P D, Tanner C C (1998) *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae) in New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 319–327.
 - Larned ST, Suren AM, Barry MF, Biggs JF, Riis T (2006) Macrophytes in Urban Stream Rehabilitation: Establishment, Ecological Effects and Public Perception. *Restoration Ecology*, 14: 429–440.
 - Lauridsen T L, Sandsten H, Møller P H (2003) The restoration of a shallow lake by introducing *Potamogeton* spp.: The impact of waterfowl grazing. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 8: 177–188.
 - Li Y, Yu D, Yan X (2004) Are polyphenolics valuable in anti-herbivory strategies of submerged freshwater macrophytes?. *Archiv fur Hydrobiologie*, 161: 391–402.

- Licursi M, Gómez N (2009) Effects of dredging on benthic diatom assemblages in a lowland stream. *Journal of Environmental Management*, 90: 973–982.
- López van Oosterom M V (2014) Relaciones tróficas de los principales macroinvertebrados en sistemas lóticos de la llanura pampeana: su relación con la calidad de agua. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo.
- López van Oosterom M V L, Ocon C, Ferreira A C, Rodrigues Capítulo A (2016) The diet of *Pomacea canaliculata* (gastropoda: ampullariidae) in its native habitat based on gut content and stable isotopes analysis. *Intropica*, 11: 73–83.
- Lyons K G, Brigham C A, Traut B H, Schwartz M W (2005) Rare species and ecosystem functioning. *Conservation Biology*, 19: 1019–1024.
- Madsen JD, Chambers PA, James WF, Koch EW, Westlake DF (2001) The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444:71–84.
- Malmquist H L, Antonsson T, Gudbergsson G, Skúlason S, Snorrason S S (2000) Biodiversity of macroinvertebrates on rocky substrate in the surf zone of iceland lakes. *Verh, Internat, Verein, Limnol*. 27: 121-127.
- Mcabendroth L (2005) Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? *Oikos*, 2: 279–290
- Merritt RW, Cummins KW, Berg MB (2008) An introduction to the aquatic insects of North America (4th ed). Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.
- Meyer J L, Wallace J B (2001) Lost linkages and lotic ecology: Rediscovering small streams. In: Press MC, Huntly NJ and Levin S (Eds) *Ecology: Achievement and Challenge*. London, Blackwell Science, 295–317.
- Moens T, Traunspurger W, Bergtold M (2006) Feeding ecology of free-living benthic nematodes. *Freshwater nematodes: ecology and taxonomy*. CAB International publishing, Cambridge: 105-131.
- Mugni H, Paracampo A, Bonetto C (2013) Nutrient concentrations in a pampasic first order stream with different land uses in the surrounding plots (Buenos Aires, Argentina). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 91: 391–395.

- Nielsen S L, Sand-Jensen K (1991) Variation in growth rates of submerged rooted macrophytes. *Aquatic Botany* 39: 109–120.
- Nilsson C, Polvi L E, Gardeström J, Hasselquist E M, Lind L, Sarneel J M (2015) Riparian and in-stream restoration of boreal streams and rivers: success or failure? *Ecohydrology*, 8: 753-764.
- Noordhuis R, van der Molen DT, van den Berg MS (2002) Response of herbivorous water-birds to the return of *Chara* in Lake Veluwemeer. *Aquatic Botany*, 72: 349–367.
- Ocon C, López van Oosterom M V, Muñoz MI, Rodrigues Capítulo A (2013) Macroinvertebrate trophic responses to nutrient addition in a temperate stream in South America. *Fundamental and Applied Ecology*, 182: 17-30.
- Paice R L, Chambers JM, Robson B J (2015) Outcomes of submerged macrophyte restoration in a shallow impounded, eutrophic river. *Hydrobiologia* 778: 179–192.
- Palmer M A, Bernhardt E S, Allan J D, Lake P S, Alexander G, Brooks S, Carr J,..., Sudduth E (2005) Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42: 208-217.
- Pan G, Li F M, Sun G J (2007) Digital camera based measurement of crop cover for wheat yield prediction. In *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2007. IGARSS 2007. IEEE International*. 797800).
- Paul M J, Meyer J L (2001) Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 333–365.
- Pedersen T C M, Baattrup-Pedersen A, Madsen T V (2006) Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. *Freshwater Biology* 51: 161–179.
- Phiri C, Chakona A, Day J (2012) African Journal of aquatic Science. Macroinvertebrates associated with two submerged macrophytes, *Lagarosiphon ilicifolius* and *Vallisneria aethiopica*, in the Sanyati Basin, Lake Kariba, Zimbabwe: effect of plant morphological complexity. *African Journal of Aquatic Science*, 37: 277-288.

- Pletterbauer F, Melcher A, Grad W (2018) Climate Change Impacts in Riverine Ecosystems. In Riverine Ecosystem Management. Schmutz S., Sendzimir J (Eds), Viena, Australia.
- Poff N L, Allan J D, Bain M B, Karr J R, Prestegard K L, Richter B R, Sparks R E, Stromberg J C (1997) The natural flow regime. *BioScience*, 47: 759–784.
- Prat N, Rireadevall M, Munné A, Chacón G (1996) Estudi de la qualitat ecològica dels rius. Vol I: La qualitat ecològica del Besòs i el Llobregat. Informe 1994-1995. Barcelona.
- Qiu D, Wu Z, Liu B, Deng J, Fu G, He F (2001) The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Province, China. *Ecological Engineering*, 18: 147–156.
- R Development Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0
- Rejmánková E (1992) Ecology of creeping macrophytes with special reference to *Ludwigia peploides* (H.B.K.) Raven. *Aquatic Botany*, 43: 283–299.
- Reddy K R, Tucker J C, DeBusk W F (1987) The role of *Egeria* in removing nitrogen and phosphorus from nutrient enriched waters. *Journal of Aquatic Plant Management*, 25: 14-19.
- Reich P, Downes B J (2003) The distribution of aquatic invertebrate egg masses in relation to physical characteristics of oviposition sites at two Victorian upland streams. *Freshwater Biol.* 48: 1497-1513
- Riis T (2008) Dispersal and colonisation of plants in lowland streams: success rates and bottlenecks. *Hydrobiologia* 596: 341-351.
- Riis T, Biggs B J F (2003) Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology and Oceanography*, 48: 1488–1497.
- Riis T, Hawes I (2002) Relationships between water level fluctuations and vegetation diversity in shallow water of New Zealand lakes. *Aquatic Botany* 74: 133–148

- Riis T, Schultzs R, Olsen H M, Katborg C K (2009) Transplanting macrophytes to rehabilitate streams : experience and recommendations. *Aquatic Ecology*, 43: 935–942.
- Ringuelet R (1962) *Ecología Acuática Continental*. EUDEBA. Buenos Aires, 137 p.
- Rodrigues Capítulo A, Gómez N (2004) *Biología Acuática*. Número 21. *Biología Acuática*.
- Romaní A M, Sabater S (2001) Structure and activity of rock and sand biofilms in a Mediterranean stream. *Ecology*, 82: 3232–3245.
- Rolon A S, Maltchik L (2006) Environmental Factors as Predictors of Aquatic Macrophyte Richness and Composition in Wetlands of Southern Brazil. *Hydrobiologia*, 556: 221–231.
- Salt D E, Blaylock M, Kumar N P, Dushenkov V, Ensley B D, Chet I, Raskin I (1995) Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Nature biotechnology*, 13: 468–474.
- Sand-Jensen K (1998) Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology*, 39: 663–679.
- Schmutz S, Sendzimir J (2018) *Riverine Ecosystem Management*. Amsterdam.
- Shannon C E, Wiener W (1963) *The Mathematical Theory of communication*. Univ. Illinois Press, Urbana.
- Sondergaard M L, Liboriussen A R Pedersen, Jeppesen E (2008) Lake restoration by fish removal: short- and long- term effects in 36 Danish lakes. *Ecosystems*, 11: 1291–1305.
- Solis M, Mugni H, Hunt L, Marrochi N, Fanelli S, Bonetto C (2016) Land use effect on invertebrate assemblages in Pampasic streams (Buenos Aires, Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 188: 539.
- Stevenson R J, Bahls L (1999) Periphyton protocols EPA 841-B-99-002. In: Barbour, M.T., Gerritsen J, Snyder BD, Stribling J B (Eds), *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, second ed. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington.

- Stewart T, Shumaker T, Radzio T (2003). Linear and non-linear effects of habitat structure on composition and abundance in the macroinvertebrate community of a large river. *American Midland Naturalist*, 149: 293–305.
- Suren A M (2009) Using macrophytes in urban stream rehabilitation: A cautionary tale. *Restoration Ecology* 17: 873–883.
- Szlauer-Łukaszewska A, Zawal A (2014). The impact of river dredging on ostracod assemblages in the Krąpiel River (NW Poland). *Fundamental and Applied Limnology* 185: 295–305.
- Szoszkiewicz K, Ciecierska H, Kolada A, Schneider S C, Szwabińska M, Ruszczyńska J (2014) Parameters structuring macrophyte communities in rivers and lakes – results from a case study in North-Central Poland. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 415: 8.
- Tangorra, M. (2005). Colonización y descomposición de especies vegetales por invertebrados en sistemas lóticos pampásicos. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata.
- Taniguchi H, Nakano S, Tokeshi M (2003) Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biology*, 48: 718–728.
- Thiébaud G, Gillard M, Deleu M G C (2016) Growth, regeneration and colonisation of *Egeria densa* fragments: The effect of autumn temperature increases. *Aquatic Ecology*, 50: 175–185.
- Teixeira M C, Bini L M, Thomaz S M (2017) Biotic resistance buffers the effects of nutrient enrichment on the success of a highly invasive aquatic plant. *Freshwater Biology*, 62: 65–71.
- Ter Braak C J, Verdonschot, P F (1995) Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic sciences*, 57: 255-289.
- Thouvenot L, Haury J, Thiébaud G (2013) Seasonal plasticity of *Ludwigia grandiflora* under light and water depth gradients: An outdoor mesocosm experiment. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 208: 430–437.

- Thomaz S M, Cunha E R D (2010) The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22: 218–236.
- Timmins S M, Mackenzie I W (1995) Weeds in New Zealand protected natural areas database. Department of Conservation Technical Series, 8: 1–287
- Tokeshi M, Arakaki S (2012) Habitat complexity in aquatic systems: Fractals and beyond. *Hydrobiologia*, 685: 27–47.
- Underwood AJ (1997) Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge: Cambridge University Press.
- UNEP (2007) Global Environment Outlook 4. Environment for development. United Nations Environment Programme, Valletta, Malta.
- Vanderstukken M, Mazzeo N, Van Colen W (2011) Biological control of phytoplankton by the subtropical submerged macrophytes *Egeria densa* and *Potamogeton illinoensis*: a mesocosm study. *Freshwater Biology*, 56: 1837–1849.
- Vari Á (2013) Colonisation by fragments in six common aquatic macrophyte species. *Fundamental and Applied Limnology*, 183: 15–26.
- Venables WN, Ripley BD (2002) Modern Applied Statistics With S. Springer, New York.
- Vymazal J (2013) Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological engineering*, 61: 582-592.
- Wallace K J (2007) Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139: 235–246
- Walsh C J, Roy A H, Feminella J W, Cottingham P D, Groffman P M, Morgan R P I (2005) The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24:706-723.
- Warfe D M, Barmuta L A (2004) Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia*, 141: 171-178.
- Wetzel R G (2001) Limnology: lake and river ecosystems. gulf professional publishing.

- Wong P K, Liang Y, Liu N Y, Qiu JW (2010) Palatability of macrophytes to the invasive freshwater snail *Pomacea canaliculata*: differential effects of multiple plant traits. *Freshwater Biology*, 55: 2023–2031.
- Wood K A, O’Hare M T, McDonald C, Searle K R, Daunt F, Stillman R A (2017). Herbivore regulation of plant abundance in aquatic ecosystems. *Biological Reviews*. 1130: 1128–1141.
- Yam R S W, Fan Y T, Wang T T (2016) Importance of macrophyte quality in determining life-history traits of the apple snail *Pomacea canaliculata*: Implications for bottom-up management of an invasive herbivorous pest in constructed wetlands. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13: 1–17
- Yen S, Myerscough P J (1989) Co-existence of 3 species of amphibious plants in relation to spatial and temporal variation: Investigation of plant responses. *Austral Ecology*, 14: 305–318.
- Zhou A, Tang H, Wang D (2005) Phosphorus adsorption on natural sediments: modeling and effects of pH and sediment composition. *Water Research*, 39: 1245-1254.
- Zoido Naranjo F, Rodríguez Rodríguez J, Ramírez Ramírez A, García Martín M (2011) Los paisajes fluviales en la planificación y gestión del agua. Sevilla, Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.
- Zuur A F, Ieno E N, Walker N J, Saveliev A A, Smith G M (2009) Mixed effects models and extensions in ecology with R. Gail M, Krickeberg K, Samet JM, Tsiatis A, Wong W (Eds), New York, NY: Springer Science and Business Media.