

## ARTÍCULO

# INSECTOS BIOCONTROLADORES: ¿SOLUCIÓN PARA CONTROLAR MALEZAS ACUÁTICAS EN LAGUNAS URBANAS? ESTUDIO DE LÍNEA DE BASE EN RESISTENCIA, CHACO (ARGENTINA)

*Biocontrol insects: Are the solution to control aquatic weeds in urban wetlands? Baseline studies in Resistencia, Chaco (Argentina)*

Bertucci, S. E. \* <sup>1</sup> , Sabater, L. M. <sup>1</sup> , Forastier, M. E. <sup>1</sup> , Gervazoni, P. B. <sup>1</sup> , Sosa, A. J. <sup>2</sup> , Franceschini, M. C. <sup>1</sup> 

**RESUMEN:** El objetivo de esta investigación fue evaluar el grado de invasión de la maleza acuática *Pistia stratiotes* L. (Araceae) en lagunas urbanas de Resistencia (Chaco), analizando las características ecológicas de estos ambientes para determinar la factibilidad de implementar el control biológico de malezas acuáticas con insectos. El estudio se realizó en las lagunas Argüello y Francia, ambas invadidas por *P. stratiotes*. Los muestreos se realizaron durante junio y julio de 2022 e incluyeron toma de muestras de la maleza, insectos, macroinvertebrados bioindicadores, fitoplancton y calidad de agua. Los resultados evidencian que las plantas de *P. stratiotes* tuvieron mayor vigor en Laguna Argüello, pero mayor tasa de reproducción en Laguna Francia. Se encontraron dos insectos fitófagos asociados a esta maleza: el gorgojo *Neohydronomus affinis* Hustache (Coleoptera: Curculionidae) y la chicharrita *Lepidelphax pistiae* Remes Lenicov (Hemiptera: Delphacidae) ambos potenciales candidatos para ser utilizados en un programa de control biológico aumentativo. La abundancia de Curculionidae fue de 10,61 individuos/

<sup>1</sup> Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL-CONICET-UNNE). Laboratorio de Herbivoría y Control Biológico en Humedales. Corrientes, Argentina.

<sup>2</sup> Fundación para el Estudio de Especies Invasivas (FuEDEI), Hurlingham, Buenos Aires, Argentina.

\* Autora de correspondencia. Sabrina Eliana Bertucci. E-mail: bertuccisabrina0@gmail.com

Como citar este artículo: Bertucci, S. E., Sabater, L. M., Forastier, M. E., Gervazoni, P. B., Sosa, A. J., Franceschini, M. C. (2025). Insectos biocontroladores: ¿Solución para controlar malezas acuáticas en lagunas urbanas? Estudio de línea de base en Resistencia, Chaco (Argentina). Revista FACENA 35(1), 66-100. Doi: <https://doi.org/10.30972/fac.3517738>

Recibido/Received: 03/07/2024. Revisión: 04/07/2024. Aceptado/Accepted: 17/08/2024.

Editor asociado: Félix Ignacio Contreras.

Publicado en línea: 30/07/2025. ISSN 1851-507X en línea.

$\text{m}^2$  en Laguna Argüello, mientras que en Laguna Francia se registraron 106,07 individuos/ $\text{m}^2$ . *L. pistiae* sólo se encontró en Laguna Argüello y su abundancia alcanzó los 74,25 individuos/ $\text{m}^2$ . Si bien las dos lagunas constituyen ambientes eutrofizados, las variables fisicoquímicas y biológicas evidenciaron condiciones contrastantes de calidad del agua entre ellas, principalmente en lo que se refiere al contenido de nutrientes. Es evidente que el control mecánico no es sostenible en estos ambientes, por lo que se recomienda la aplicación de control biológico aumentativo con crías masivas y liberación de insectos biocontroladores. Estas acciones deberían complementarse en simultáneo con tratamientos y políticas públicas que disminuyan los aportes de nutrientes en el agua.

**Palabras clave:** Control biológico aumentativo, Gorgojos acuáticos, Humedales subtropicales, *Pistia stratiotes*, Plantas invasoras.

**ABSTRACT:** The aim of this research was to evaluate the degree of invasion of the aquatic weed *Pistia stratiotes* L. (Araceae) in urban lakes of Resistencia (Chaco), analyzing the ecological characteristics of these environments and the feasibility of implementing biological control of aquatic weeds with insects. This study was carried out in Argüello and Francia lakes, both invaded by *P. stratiotes*. Sampling was conducted during June and July 2022 and included sampling of the weed, insects, bioindicator macroinvertebrates and cyanobacteria and water quality. The results show that water lettuce plants were more vigorous in Argüello lake but had a higher reproductive rate in Francia Lake. Two phytophagous insects associated with this weed were found: the weevil *Neohydronomus affinis* Hustache (Coleoptera: Curculionidae) and the leafhopper *Lepidelphax pistiae* Remes Lenicov (Hemiptera: Delphacidae), both potential candidates for use in augmentative biological control. The abundance of Curculionidae was 10.61 individuals/ $\text{m}^2$  in Argüello Lake, while in Francia Lake 106.07 individuals/ $\text{m}^2$  were recorded. *L. pistiae* was only found in Argüello Lake and its abundance reached 74.25 individuals/ $\text{m}^2$ . Although the two lakes are eutrophicated environments, the physicochemical and biological variables showed contrasting water quality conditions between them, mainly in terms of nutrient content. It is evident that mechanical control

*is not sustainable in these environments and therefore the application of augmentative biological control with mass rearing and release of biocontrol insects is recommended. These actions should be complemented simultaneously with treatments and public policies that tend to reduce nutrient inputs into the water.*

**KEYWORDS:** *Augmentative biological control, Aquatic weevils, Invasive plants, Pistia stratiotes, Subtropical wetlands.*

## INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas esenciales que contribuyen al sustento de una gran diversidad de especies y proporcionan valiosos servicios ecosistémicos (Benzaquen *et al.*, 2017). Cuando estos ecosistemas están dentro de las urbanizaciones, proveen de múltiples beneficios ya que contribuyen a la mitigación del calor generado en las ciudades, amortiguan las inundaciones, proporcionan hábitat para especies silvestres y permiten la realización de actividades recreativas, turísticas, etc. (Benzaquen *et al.*, 2017; Diez *et al.*, 2015).

Paradójicamente estos humedales urbanos también presentan problemas que requieren medidas de gestión sostenible. Resulta frecuente que las lagunas urbanas reciban el aporte de nutrientes a través del agua de escorrentía, vertederos, desagües sin tratamiento, contaminación con residuos orgánicos etc., lo que produce eutrofización de las aguas (Poi *et al.*, 2016; West *et al.*, 2017). Así, las lagunas urbanas se vuelven hábitats susceptibles a la proliferación de cianobacterias y microalgas (floraciones algales) que atentan contra el funcionamiento natural de estos sistemas, la calidad de agua y del hábitat (Junk *et al.*, 2013; Hussner *et al.*, 2017), generando pérdida de los servicios ecosistémicos (Kandus *et al.*, 2019). Las aguas urbanas eutrofizadas también favorecen la invasión de ciertas especies de plantas acuáticas (Coetzee y Hill, 2009; McLean *et al.*, 2017), que pueden ser nativas o exóticas (Carey *et al.* 2012), en su mayoría de tipo flotante, que, por el alto contenido de nutrientes en el agua, proliferan desmedidamente respecto a cuando crecen en ambientes naturales, generando mayores valores de vigor, reproducción y cobertura respecto a lo que exhiben en ambientes naturales. En estas condiciones, generan un perjuicio económico, social

---

y ambiental en los humedales afectados, por lo que se las considera “malezas acuáticas” (Williams y Hecky, 2005).

Cuando las malezas invaden los sistemas acuáticos urbanos genera enormes cantidades de materia orgánica que se deposita en el fondo de los humedales, produciendo alteraciones físico químicas que afectan la calidad de agua, tales como la caída del oxígeno disuelto, incremento de la acidez, producción de gusto y olor desagradable en el agua (Rommens *et al.*, 2003; Coetzee y Hill, 2009). Asimismo, debido a la alta capacidad reproductiva que tienen estas malezas, van desplazando al resto de las plantas que coexisten con ellas y a la fauna asociada, produciendo la pérdida de biodiversidad y complejidad de los hábitats invadidos, y la alteración de la estructura y funcionamiento de los humedales (Van Driesche *et al.*, 2010). En ríos, canales y arroyos, estas plantas forman extensas matas que dificultan o impiden la navegación de embarcaciones, así como también alteran el flujo de agua en canales de riego y desagües, afectando la estructura y dinámica de estos ecosistemas (Van Driesche, 2002; Aloo *et al.*, 2013). Si la invasión de malezas acuáticas no se controla, los humedales urbanos se colmatan de materia orgánica, disminuyen su volumen y la capacidad de almacenar y retener agua, generando disminución en la capacidad de amortiguación a las inundaciones en las urbanizaciones, especialmente en los eventos extraordinarios de lluvias y crecidas de los ríos (Franceschini *et al.*, 2022).

La proliferación de las malezas acuáticas por reproducción sexual y asexual hace que el control mecánico resulte insuficiente, costoso e insostenible para aplicar en grandes extensiones (Van Driesche *et al.*, 2010; Coetzee *et al.*, 2011). El control de malezas acuáticas mediante el uso de maquinarias viene siendo aplicado particularmente en humedales urbanos y periurbanos del NEA (ej. Saladas, Corrientes; Ciudad de Resistencia, Chaco), con enormes costos económicos y esfuerzo para los municipios afectados (Narváez León, 2018; Subsecretaría de Sistema Lacustre y Espacios Verdes de la Municipalidad de Resistencia, *com. pers.*). De igual manera, el uso de herbicidas tampoco resulta exitoso ni ambientalmente sostenible porque depende de un régimen de aplicación continuo para controlar las reinfestaciones, y al ser inespecífico, afecta a todas las especies de plantas, la biota en general y resulta tóxico para la salud humana (Ueckermann y Hill, 2001, Stallings *et al.*, 2015).

En esta situación, la aplicación del control biológico, utilizando insectos biocontroladores de alta especificidad para reproducirse y alimentarse en la maleza es la alternativa más recomendada. A diferencia del control químico y mecánico, el control biológico puede proporcionar resultados satisfactorios cuando la zona de invasión es extensa. Una vez implementado, este tipo de control es de bajo costo, aplicable a grandes áreas, y no menos importante, es inocuo para el medio ambiente, lo que lo convierte en una excelente estrategia para ser aplicada en humedales urbanos (Van Driesche *et al.*, 2007; Seastedt, 2015). Este tipo de control con insectos demostró ser exitoso en varios países del mundo como Sudáfrica (Coetzee *et al.*, 2011), Estados Unidos (Center *et al.*, 2002), Nueva Zelanda (Fowler *et al.*, 2000) y también en regiones templadas y áridas de Argentina (Cordo, 2004; Cabrera Walsh *et al.*, 2017). Sin embargo, la implementación de control biológico de malezas acuáticas en humedales urbanos del norte de Argentina aún no se ha realizado.

El control biológico puede ser clásico cuando se introduce un biocontrolador exótico que proviene de la misma región de origen de la maleza que se desea controlar, y las abundancias del biocontrolador son comparables a las que presenta en su área nativa. En los casos donde se introducen biocontroladores en abundancias aumentadas respecto a cómo se encuentran las poblaciones de biocontroladores en su ambiente natural, se habla de control biológico aumentativo (Van Driesche *et al.*, 2007). Este es el caso de los humedales urbanos de Resistencia, donde la maleza y los biocontroladores están presentes naturalmente, y la alternativa de control a considerar es el aumento de la abundancia de los insectos de manera artificial a través de crías masivas.

La ciudad de Resistencia es un territorio altamente vulnerable a los ciclos naturales de crecientes de los ríos Paraná y Negro, así como también a las lluvias intensas (Barreto *et al.*, 2014). Esto se da por diferentes causas, como ser: su ubicación en la planicie de inundación de estos ríos, el rápido crecimiento demográfico, la expansión urbana sin regulación o inversión adecuada en infraestructura y servicios urbanos, el relleno y ocupación de tierras bajas e inundables, etc. (Scornick, 2007).

Dentro del tejido urbano de esta ciudad se encuentran 21 lagunas pertenecientes al sistema lacustre del Río Negro y el Riacho Arazá. Estos cuerpos de agua, actualmente se encuentran cubiertos en su gran mayoría por plantas

acuáticas, siendo el repollito de agua, *Pistia stratiotes*, la planta más relevante (Franceschini *et al.*, 2023). Esto interfiere en la capacidad de almacenaje de agua y genera una mayor vulnerabilidad a resistencia a las inundaciones. Debido a todo lo descrito anteriormente se considera a esta ciudad un sitio ideal para comenzar con el desarrollo de un proyecto de control biológico que contribuya a un manejo más eficiente de las malezas acuáticas por parte del municipio.

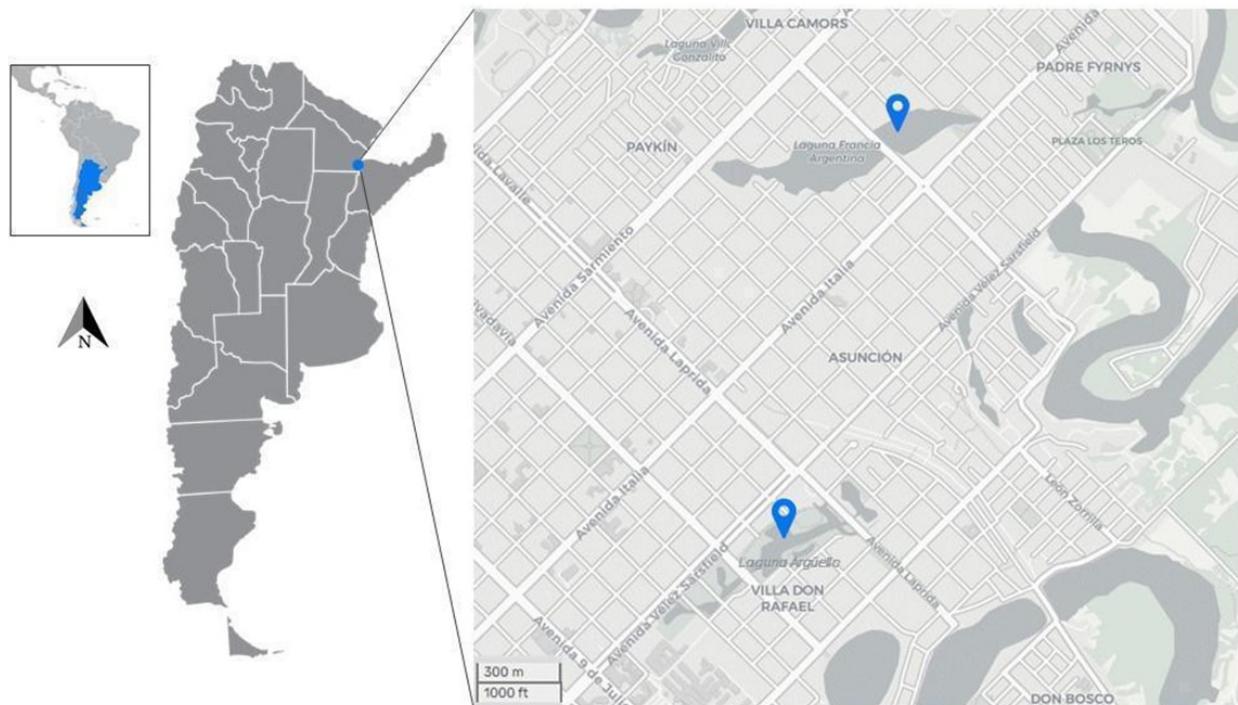
Estudios previos en el NEA demostraron que *P. stratiotes* presenta una rica fauna de insectos herbívoros, algunos de los cuales se han utilizado como biocontroladores (Franceschini *et al.*, 2020 a; b). Entre ellos, el gorgojo sudamericano *Neohydronomus affinis* ha sido el agente de control biológico del repollito de agua que más éxito ha tenido por su alta especificidad y efectividad (Neuenschwander *et al.*, 2009). Las hembras de este gorgojo dependen de *P. stratiotes* para la oviposición, y larvas y adultos se alimentan del aerénquima produciendo un importante daño (Van Driesche, 2002). Asimismo, la chicharrita *Lepidelphax pistiae*, también específico de *P. stratiotes*, ha demostrado tener un efecto aditivo al impacto producido por *N. affinis* (Cabrera Walsh y Maestro, 2014), debido a que las ninfas y adultos se alimentan en las hojas, produciendo atrofia de la planta y clorosis (Lenicov y Cabrera Walsh, 2013). Si bien existen estudios experimentales de especificidad e impacto de *N. affinis* y *L. pistiae* es para otras regiones del país y del mundo (Cabrera Walsh y Maestro, 2014; Cabrera Walsh *et al.*, 2017; Diop, *et al.*, 2010; Goode *et al.*, 2019), se desconoce la abundancia que presentan sus poblaciones en el área de estudio (NEA), sus potenciales enemigos naturales (predadores y parasitoides) y su interacción con los biocontroladores, lo cual es fundamental para delinear una estrategia de control biológico de tipo aumentativa.

El objetivo de esta investigación fue evaluar el grado de invasión de *P. stratiotes* en lagunas urbanas de la ciudad de Resistencia, Argentina, analizando las características ecológicas de estos ambientes para determinar la factibilidad de implementar un programa de control biológico aumentativo de esta maleza utilizando insectos biocontroladores.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La ciudad de Resistencia es capital de la provincia del Chaco, y a su vez la cabecera del área metropolitana conocida como Gran Resistencia (AMGR), la cual se ubica a la margen derecha del Río Paraná. Esta ciudad cuenta con 1.129.606 habitantes (INDEC, 2023) y en ella se encuentran un total de 21 lagunas urbanas, entre las que se destacan las lagunas Francia y Argüello (Fig. 1), por encontrarse inmersas en un área altamente urbanizada (Aguirre Madariaga y Alcalá, 2007). La Laguna Francia Argentina, se localiza en el sector comprendido entre las calles Av. Sarmiento, Av. Italia, León Zorrilla y Celmira Cabral. Posee una cuenca de aporte de 94 ha. y está comunicada con la Laguna Los Teros por medio de un conducto subterráneo (Aguirre Madariaga y Alcalá, 2007). La Laguna Argüello, se ubica en el sector comprendido entre las calles: Av. Laprida, Almirante Brown, Av. Vélez Sarsfield y Nicolás Patrón. Posee una cuenca de aporte de 160,51 ha, se encuentra dentro del Sistema Hídrico Principal “Los Lirios” debido a que descarga a través de un canal a cielo abierto a la Laguna Los Lirios (Aguirre Madariaga y Alcalá, 2007).



**Fig. 1.** Área de estudio en la Ciudad de Resistencia, Chaco (Argentina), con la Laguna Argüello (27°27'15.38"S; 58°58'25.96"O) y Laguna Francia (27°26'25.90" S; 58°58'6.68"O).

### *Diseño de muestreo y procedimiento de laboratorio*

*Grado de invasión y vigor del repollito de agua:* Para analizar el grado de invasión del repollito de agua, se consideró la cobertura total de la maleza en la laguna (escala de paisaje) y el número de plantas que produce la maleza (escala local). Para medir la cobertura, se calculó el área total de cada laguna y el área invadida por esta maleza utilizando imágenes satelitales de *Google Maps*. Para el análisis de invasión a escala local, se tomaron muestras de repollito de agua con tres réplicas en cada laguna, utilizando un captador de vegetación con red estrangulable por sistema de tracción, tomándose un área de vegetación de 0,08m<sup>2</sup> (Franceschini *et al.*, 2020a). En el laboratorio se contabilizó por cada muestra el número de plantas madres, plantas hijas producidas a partir de los estolones de las plantas madres y el número de plantas totales (plantas madres + plantas hijas). Con las mismas muestras, se analizó el vigor de la maleza calculando los valores de biomasa fresca por muestra y por laguna (Kg/m<sup>2</sup>) y midiendo variables de diámetro máximo de cada planta en vista superior, longitud de raíces, longitud y ancho de la hoja de mayor tamaño en 10 plantas madres elegidas al azar.

*Características ecológicas de las lagunas:* variables bióticas y ambientales. Entre las variables bióticas, se incluyó la presencia y abundancia de insectos biocontroladores, sus potenciales enemigos naturales (predadores y parasitoides), la comunidad de cianobacterias y organismos fitoplanctónicos, los invertebrados del zooplancton, la comunidad de invertebrados y bioindicadores asociados a esta planta y contenido total de bacterias y bacterias termotolerantes. También se consideró el daño producido por *N. affinis* en la maleza contabilizando el número de orificios producidos en la hoja. No se consideró en este manuscrito el daño de *L. pistiae* debido a que es un insecto suctor y se requieren experimentos para evaluar el impacto que ejerce en la maleza. Como variables abióticas, se consideraron factores fisicoquímicos del agua como por ejemplo turbidez, pH, conductividad específica, alcalinidad, carbonatos, cloruros, sulfatos, nitratos, nitritos, demanda biológica y química de oxígeno, etc.

Para el análisis del fitoplancton, se tomaron muestras cualitativas utilizando una red de fitoplancton manual con una apertura de malla de 25 µm con el que se filtró la muestra. Posteriormente las muestras se colocaron en un recipiente transparente, se las refrigeró, para luego analizarlas utilizando un microscopio óptico convencional Olympus CX31 con objetivos de 40X y 100X. Para el análisis

cuantitativo de cianobacterias y fitoplancton, se tomaron muestras en frasco de 500 ml, se fijaron con Lugol acético, se refrigeró en la oscuridad para su traslado al laboratorio. Posteriormente se contabilizaron los individuos de cada muestra mediante microscopía invertida con cámaras de sedimentación de 10 ml. Se utilizaron claves taxonómicas y bibliografía específica para identificar los principales grupos de algas y cianobacterias (Komárek y Anagnostidis, 1999, 2005; Komárek y Komárková, 2006; Komárek y Zapomělová, 2007, 2008; Zapomělová et al., 2009). Para la revisión de los nombres taxonómicos se consultó la base de datos [www.algaebase.org](http://www.algaebase.org) (Guiry y Guiry, 2024).

Para analizar la comunidad del zooplancton, se colectaron muestras cualitativas, para lo cual se filtraron 50 litros de agua a través de una red de mano con abertura de malla de 50  $\mu\text{m}$ . Los individuos del zooplancton fueron identificados a nivel de grandes grupos (Lopretto y Tell, 1995).

La comunidad de invertebrados asociada al repollito de agua, fue muestreada mediante una red de mano para macroinvertebrados, con una superficie de 0,125  $\text{m}^2$  y 500  $\mu\text{m}$  de amplitud de malla. Las muestras se transfirieron a bolsas, fueron fijadas *in situ* con formol al 4% y se transportaron inmediatamente al laboratorio para su procesamiento e identificación taxonómica. En el laboratorio, las plantas fueron lavadas para separar los invertebrados asociados utilizando tamices de 1 mm y 500  $\mu\text{m}$  de apertura de malla. Tras la separación, los invertebrados se clasificaron y se conservaron en etanol al 70%. Los individuos fueron clasificados a nivel de familia, siguiendo los criterios de Sabater et al. (2022) y Franceschini et al. (2022a) y utilizando claves taxonómicas disponibles para la región (Lopretto y Tell, 1995; Trivinho-Strixino y Strixino, 1995; Merritt y Cummins, 1996; Domínguez y Fernández, 2009). A cada taxón se le asignó un grupo funcional de alimentación siguiendo a Cummins et al. (2005) y se los clasificó en recolectores, detritívoros, filtradores, herbívoros, omnívoros, depredadores y trituradores. Entre los herbívoros, se identificaron y cuantificaron además los insectos biocontroladores de esta maleza, focalizando en *N. affinis* y *L. pistiae* y entre los depredadores, a los potenciales enemigos naturales (depredadores y parasitoides).

Para cada muestra y laguna, se cuantificó el número total de invertebrados por muestra, se estimó la riqueza y abundancia ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) de familias y se identificaron los taxones indicadores de calidad de agua. El análisis bacteriológico, así como las variables fisicoquímicas del agua fueron provistas por la Administración Provincial del Agua (APA).

### Análisis estadístico

Se analizó la normalidad de los datos con la prueba de Shapiro-Wilk. Para comparar entre lagunas el tamaño de las plantas de repollito de agua, la longitud y ancho de las hojas y el largo de las raíces, se utilizó el análisis de la varianza (ANOVA) y la prueba post-hoc de Tukey.

Para comparar entre lagunas el número de plantas madres e hijas por  $m^2$ , el número de orificios producido en hojas por los biocontroladores y la biomasa de la maleza ( $Kg/m^2$ ) se utilizó el test de Wilcoxon (Mann-Whitney U).

Para comparar estadísticamente entre lagunas la abundancia de curculiónidos y delfácidos por  $m^2$  se utilizó el test de Kruskal-Wallis. Se consideraron significativas las diferencias con una  $p<0,05$ . Los análisis estadísticos se realizaron con el Software Infostat versión 2020 (Di Rienzo *et al.*, 2020).

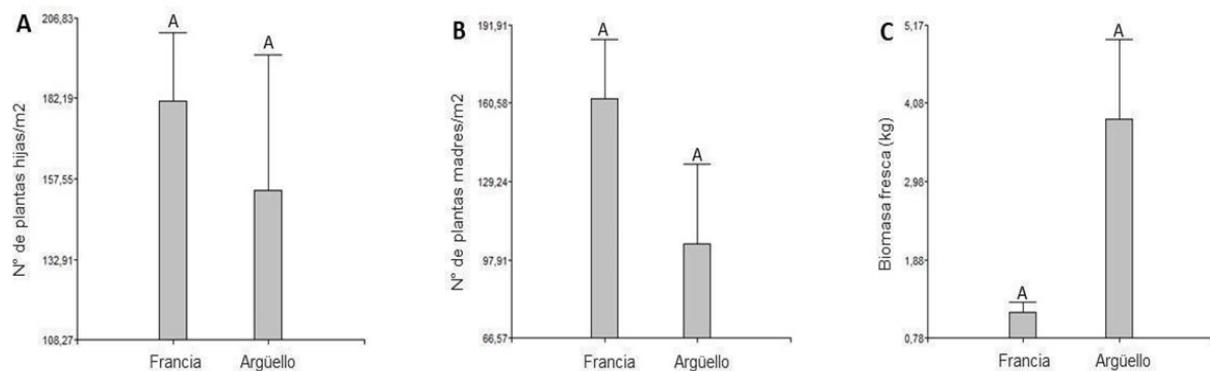
## RESULTADOS

*Grado de invasión y vigor del repollito de agua.* A escala de paisaje, el área invadida por el repollito de agua en Laguna Argüello representó un 45,02% de la superficie total de este cuerpo de agua, mientras que en Laguna Francia fue del 36,44% de su superficie. Cuando el grado de invasión se analizó a escala local, *P. stratiotes* produjo en promedio 154,17 ( $\pm 101,45$ ) plantas hijas/ $m^2$  en Laguna Argüello, mientras que en Laguna Francia 181,25 ( $\pm 51,69$ ), no habiendo diferencias significativas entre lagunas (Test de Wilcoxon,  $p=0,3896$ ,  $N=6$ ) (Fig. 2, A). En cuanto al número de plantas madres (Fig. 2, B), hubo una tendencia de menor número de plantas por  $m^2$  en Laguna Argüello respecto a Laguna Francia (104,17 versus 162,50 plantas/ $m^2$ ), pero estas diferencias tampoco fueron significativas (Test de Wilcoxon,  $p=0,1190$ ,  $N=6$ ).

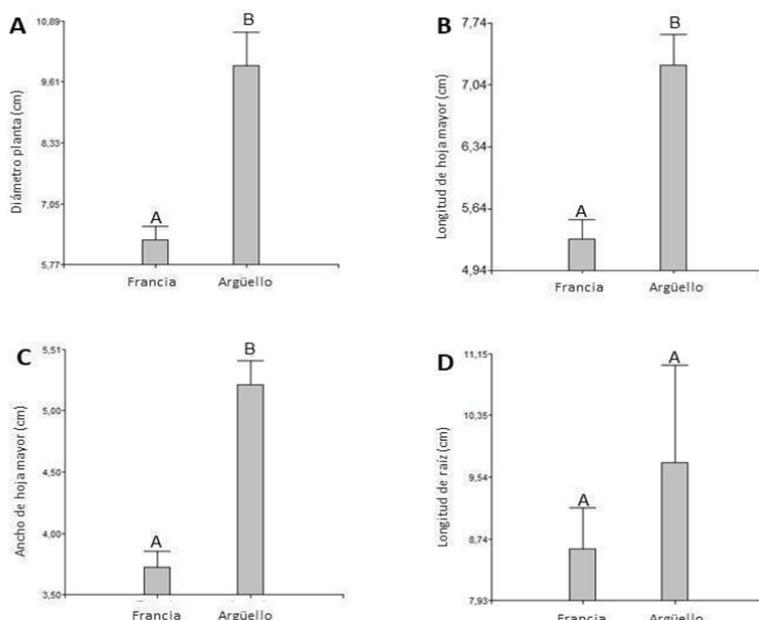
Respecto a la biomasa producida por la maleza (Fig. 2, C), en Laguna Francia se registró un promedio de 1,14  $kg/m^2$  ( $\pm 0,37$ ), con un máximo de 1,55  $kg/m^2$ , mientras que en Laguna Argüello este promedio fue 3,86  $kg/m^2$  ( $\pm 2,73$ ), con un máximo de 7,63  $kg/m^2$ , con diferencias entre lagunas que fueron marginalmente significativas (Test Wilcoxon,  $p=0,0649$ ,  $N=6$ ).

En cuanto al vigor de la maleza, las plantas de Laguna Argüello tuvieron mayor tamaño, casi el doble de diámetro máximo, que las plantas de la Laguna

Francia (Fig. 3, A), siendo las diferencias altamente significativas (ANOVA  $p<0,0001$ ,  $N=95$ ). De igual manera, el tamaño de las hojas mostró diferencias altamente significativas entre lagunas (Fig. 3, B y C); en Laguna Argüello las plantas de repollito de agua presentaron hojas 1,5 veces más largas (ANOVA  $p<0,0001$ ,  $N=95$ ) y 1,6 veces más anchas (ANOVA  $p<0,0001$ ,  $n=95$ ) que en Laguna Francia. Al comparar el largo de las raíces (Fig. 3, D), en ambas lagunas las plantas presentaron raíces de similar longitud, sin diferencias significativas entre lagunas (ANOVA  $p=0,5381$ ,  $N=95$ ).



**Fig. 2.** Grado de invasión del repollito de agua en Laguna Francia y Laguna Argüello de la Ciudad de Resistencia; **A.** Número de plantas hijas por metro cuadrado de cobertura vegetal; **B.** Plantas madres por metro cuadrado de cobertura vegetal; **C.** biomasa fresca en kilogramos por metro cuadrado.



**Fig. 3.** Vigor del repollito de agua en Laguna Francia y Laguna Argüello de la Ciudad de Resistencia; **A.** Diámetro máximo de la planta en vista superior; **B.** Longitud de la hoja de mayor tamaño; **C.** Ancho de la hoja de mayor tamaño; **D.** Longitud de la raíz.

*Características ecológicas de las lagunas: variables bióticas y abióticas.* Se registraron en el repollito de agua a los biocontroladores *N. affinis* y *L. pistiae*, y otros insectos herbívoros de la familia Curculionidae (Coleoptera) como *Ochetina bruchii* Hustache y *Argentinorhynchus squamosus* Hustache, que no son específicos de esta maleza. Se distinguieron dos grupos de insectos herbívoros con abundancias bien contrastantes según la especie de insectos y la laguna en cuestión. Un primer grupo lo constituyeron el biocontrolador *N. affinis*, junto con los curculiónidos *O. bruchii* y *A. squamosus*, mientras que el otro grupo estuvo representado por el biocontrolador *L. pistiae*. La abundancia promedio de los curculiónidos en la Laguna Argüello fue 10,61 ( $\pm 13,19$ ) individuos/m<sup>2</sup>, mientras que en Laguna Francia se registraron 106,07 ( $\pm 39,78$ ) individuos/m<sup>2</sup> (Fig. 4, A), con diferencias significativas entre ambas lagunas (Test de KruskalWallis,  $p=0,0032$ ;  $N=9$ ). *Lepidelphax pistiae* fue registrado exclusivamente en Laguna Argüello, su abundancia promedio alcanzó 74,25 ( $\pm 94,55$ ) individuos/m<sup>2</sup> (Fig.4, B).

En cuanto a los potenciales enemigos naturales que tienen los biocontroladores del repollito de agua, el análisis mostró la presencia de dos tipos de enemigos: las arañas que son depredadores y los bracónidos (Hymenoptera) que son insectos parasitoides. Estos posibles enemigos naturales tienen hábitos semiacuáticos al igual que *N. affinis* y *L. pistiae* y fueron frecuentemente observados por encima de la línea de agua durante los muestreos.

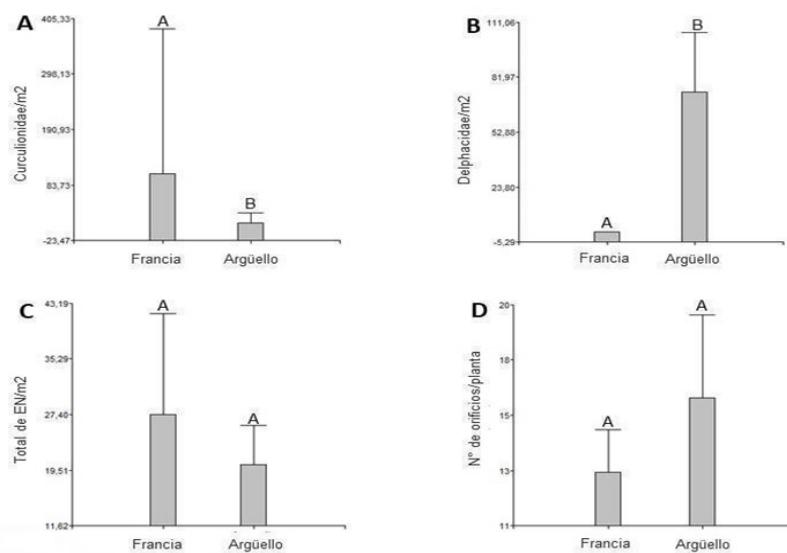
La abundancia de arañas y bracónidos (Fig. 4, C), no mostró diferencias significativas entre lagunas (Test de Kruskal-Wallis,  $p= 0,8353$ ;  $N=9$ ), con una abundancia promedio de 20,33 ( $\pm 16,45$ ) individuos/m<sup>2</sup> en Laguna Argüello y de 27,4 ( $\pm 7,96$ ) individuos/m<sup>2</sup> en Laguna Francia.

En cuanto al daño que producen los biocontroladores, el número promedio de orificios o máculas producidos por *N. affinis* en las hojas del repollito de agua fue de 13,18 ( $\pm 12,83$ ) por planta en Laguna Francia (Fig. 4, D), mientras que en Laguna Argüello fue de 16,14 ( $\pm 20,12$ ) orificios por planta, no habiendo diferencias significativas entre sitios (Test de Wilcoxon,  $p=0,5373$ ; N Argüello=37; N Francia=56).

En relación a la fauna de invertebrados asociados al repollito, se contabilizaron e identificaron un total de 7593 individuos, distribuidos en cuatro *phyla* (Arthropoda, Mollusca, Platyhelminthes y Annelida) con 19 grupos mayores (incluidos órdenes y subórdenes) y 51 familias (Fig. 5). La cantidad de invertebrados total colectados en los muestreos fue notablemente mayor en Laguna Francia, registrándose un total de 5701 individuos, mientras que en Laguna Argüello el total fue de 1892.

De la misma manera, la abundancia evaluada como densidad promedio mostró que estos invertebrados fueron dos veces más abundantes en Laguna Francia (387 ind/m<sup>2</sup>) respecto a Laguna Argüello (128 ind/m<sup>2</sup>). En cuanto a la riqueza de taxones, en Laguna Francia se registraron un total de 30 familias de invertebrados, mientras que en Laguna Argüello 23 familias fueron identificadas. En la comunidad de invertebrados de ambas lagunas se destacaron proporcionalmente los depredadores (21%), seguidos por los herbívoros (12%) y Colectores y Omnívoros con un 6% y 4% respectivamente. El resto de los grupos funcionales tuvieron una representación menor al 4%. Es importante remarcar la presencia de taxones de herbívoros en la comunidad de invertebrados, destacándose los hemípteros Aphididae, Delphacidae, dípteros de la familia Ephydidae, coleópteros Curculionidae y caracoles de las familias Physidae, Planorbidae y Succineidae.

En cuanto al fitoplancton, en Laguna Argüello la densidad fue alta y estuvo representada por taxones que son frecuentes en aguas con alta concentración de detritos orgánicos (Tabla 1). La comunidad fitoplanctónica estuvo compuesta principalmente por el género *Euglena* (*Euglena sanguinea*) con una densidad de 21666 ind.ml-1, la cual le otorgó al agua de la laguna una coloración verde a rojiza debido a sus pigmentos. Dentro del mismo taxón, se encontró diferentes especies del género *Phacus*, junto con dinoflagelados tecados (Dinophyta), diatomeas céntricas y pennadas (Bacillariophyceae) y algas verdes (Chlorophyta). Dentro de las cianobacterias (Cyanobacteria), se observó de manera esporádica la especie *Raphidiopsis mediterránea* la cual es productora de cianotoxinas y formadora de floraciones algales. La Laguna Francia cuenta con una composición fitoplanctónica representada principalmente por algas Euglenophyta, especialmente la especie *Euglena sanguinea* con una densidad de 8975 ind.ml-1, pero acompañada de una especie más del mismo género, *Euglena* sp1. Se encontraron además individuos del género *Phacus* con dos especies. Otro taxón importante en cuanto a densidad fue el género *Cryptomonas* que alcanzó 7083 ind.ml-1. Se encontraron presentes en menor proporción algas verdes (Chlorophyta, principalmente Desmodesmus), diatomeas céntricas y pennadas (Bacillariophyceae) y Cyanobacteria. Dentro de las cianobacterias no se registraron géneros de importancia sanitaria ni toxicológica en esta laguna. Con respecto a la comunidad de zooplancton, en ambas lagunas se observó una alta densidad de los taxones Rotífera (*Keratella* sp.; *Tricocerca* sp.; *Brachionus* sp.), Crustacea (Nauplius, Copépodos Calanoideos; Cladocera, Ostracoda).



**Fig. 4.** Abundancia e impacto de insectos herbívoros y agentes de control biológico de la maleza repollito de agua y sus enemigos naturales (parásitos y parasitoides) en Laguna Francia y Laguna Argüello, en Resistencia, Chaco (Argentina); **A.** gorgojos (biocontrolador *Neohydronomus affinis* (Coleoptera) más curculiónidos asociados); **B.** *Lepidelphax pistiae*; **C.** Potenciales enemigos naturales (EN) (parasitoides y depredadores) de los insectos biocontroladores. El número de insectos está expresado por metro cuadrado de cobertura de maleza. **D.** Impacto del agente de control biológico *N. affinis* y curculiónidos asociados en *P. stratiotes*. El daño está expresado como número de orificios o máculas producidos por los insectos por unidad de planta.

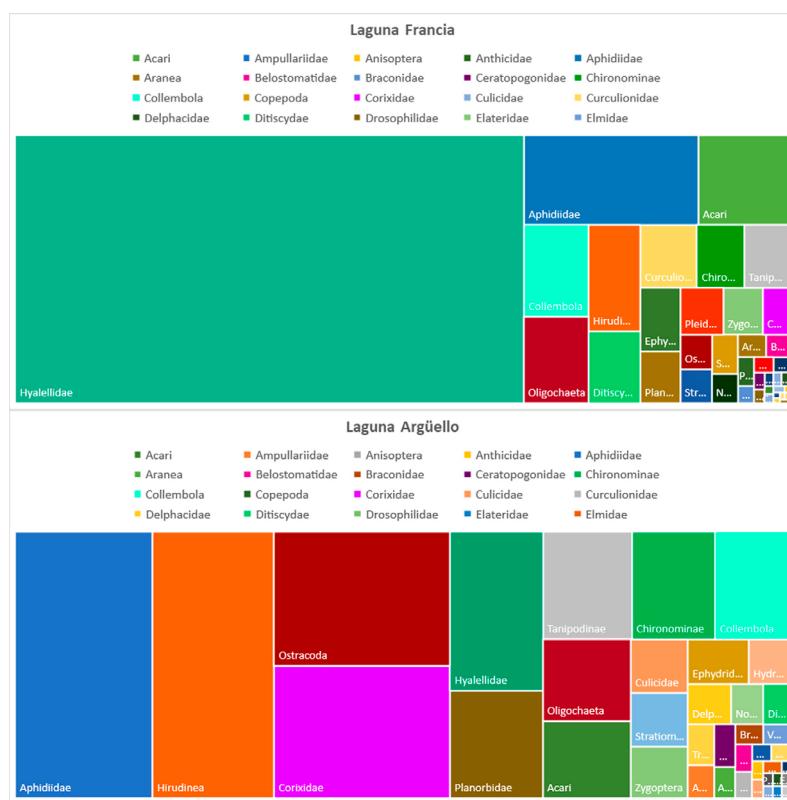


Fig. 5. Abundancia de los macroinvertebrados asociados al repollito de agua en Laguna Francia y Laguna Argüello, en Resistencia, Chaco. Cada cuadro de color representa una familia de invertebrados, el tamaño del rectángulo indica la abundancia relativa de esa familia.

**Tabla 1.** Densidad de microalgas y cianobacterias del fitoplancton en la Laguna Francia y Laguna Argüello, en Resistencia, Chaco (Argentina). La densidad se expresa en número de células por mililitro de agua. (+) indica presencia de la especie por método cualitativo, pero a una abundancia indetectable por método cuantitativo.

| Taxones                          | Laguna Argüello | Laguna Francia |
|----------------------------------|-----------------|----------------|
| <i>Anemoenais</i> sp.            | +               | +              |
| <i>Cyclotella</i> sp.            | +               | 104            |
| <i>Eunotia</i> sp.               | 0               | +              |
| <i>Gomphonema</i> sp2            | 0               | 104            |
| <i>Navicula</i> sp.              | 0               | +              |
| <i>Nitzschia</i> sp.             | +               | 0              |
| <i>Pinnularia</i> sp.            | 0               | +              |
| <i>Surirella</i> sp.             | 0               | 208            |
| <b>Chlorophyta</b>               | 0               | 0              |
| <i>Botryococcus</i> sp.          | +               | 0              |
| <i>Desmodesmus</i> sp.           | +               | 625            |
| <i>Eudorina</i> sp.              | +               | 0              |
| <i>Micractinium</i> sp.          | +               | 0              |
| <i>Oedogonium</i> sp.            | +               | +              |
| <i>Pandorina</i> sp.             | +               | 0              |
| <i>Pediastrum</i> sp.            | +               | 104            |
| <i>Staurastrum</i> sp.           | +               | 0              |
| <b>Chrysophyceae</b>             | 0               | 0              |
| <i>Synura</i> sp.                | +               | 0              |
| <b>Euglenophyta</b>              | 0               | 0              |
| <i>Euglena sanguinea</i>         | 21666           | 9375           |
| <i>Euglena</i> sp.1              | 1145            | 104            |
| <i>Phacus</i> sp.1               | 104             | +              |
| <i>Phacus</i> sp.2               | +               | +              |
| <b>Cyanobacteria</b>             | 0               | 0              |
| <i>Phormidium</i> sp.            | +               | 104            |
| <i>Raphidiopsis mediterranea</i> | +               | 312            |
| <b>Cryptophyta</b>               | 0               | 0              |
| <i>Cryptomonas</i> sp.           | 0               | 104            |
| <i>Cryptomonas</i> sp.1          | 0               | 7083           |

En el análisis fisicoquímico y bacteriológico del agua se observó que la turbidez en Laguna Francia (1,62 NTU) fue 28 veces menor que en Laguna Argüello (45 NTU), la misma tendencia se observó con el color del agua. En

cuanto al contenido de nitrógeno, los valores en forma de nitrato fueron contrastantes entre lagunas, siendo de 21 mg/l en Laguna Francia y 0,2 mg/l en Laguna Argüello. Los sulfatos y cloruros difirieron entre lagunas; el oxígeno disuelto (DBO) tendió a ser mayor en la Laguna Argüello. Los demás parámetros fisicoquímicos fueron similares entre ambas lagunas (ver tabla 2).

En cuanto al análisis bacteriológico del agua, los valores de bacterias coliformes totales en Laguna Francia fueron de 11.000 NMP/100 ml (número más probable de células por 100 ml de agua), mientras que en Laguna Argüello estos valores son mayores a 54.000 NMP/100 ml. Las bacterias coliformes termotolerantes también presentaron valores altos en Laguna Argüello, con más de 54.000 NMP/100 ml, mientras que en Laguna Francia fueron menores, con 4500 NMP/100 ml (Tabla 2).

**Tabla 2.** Características fisicoquímicas del agua en la Laguna Francia y Laguna Argüello, en Resistencia, Chaco (Argentina), con invasión de la maleza repollito de agua (*Pistia stratiotes*). Las unidades de medidas indican: (NTU) *Nephelometric Turbidity Unit*; (25°C, mmho/cm) milimetros por centímetro; (mg/l) miligramos por litro; (mgO<sub>2</sub>/l) miligramos de oxígeno disuelto por litro; (NMP/100 ml) número más probable de células por 100 ml de agua; (N.D) no detectable.

| Parámetros                                      | Laguna Francia | Laguna Argüello |
|---|----------------|-----------------|
| <b>Color</b>                                    | 5              | 20              |
| <b>Turbidez (NTU)</b>                           | 1,62           | 45              |
| <b>Olor</b>                                     | Sin olor       | Sin olor        |
| <b>pH</b>                                       | 7,1            | 7               |
| <b>Conductividad específica (25°C, mmho/cm)</b> | 410            | 311             |
| <b>Sólidos disueltos (mg/l)</b>                 | 287            | 218             |
| <b>Alcalinidad (mg/l)</b>                       | 142            | 128             |
| <b>Dureza (mg/l)</b>                            | 120            | 108             |
| <b>Carbonatos (mg/l)</b>                        | 0              | 0               |
| <b>Bicarbonatos (mg/l)</b>                      | 173            | 156             |
| <b>Cloruros (mg/l)</b>                          | 35             | 18              |
| <b>Sulfatos (mg/l)</b>                          | 5              | 55              |
| <b>NO<sub>2</sub> (mg/l)</b>                    | 2              | N.D.            |
| <b>NO<sub>3</sub> (mg/l)</b>                    | 21             | 0,2             |
| <b>DBO (mgO<sub>2</sub>/l)</b>                  | 33             | 41              |
| <b>DQO (mgO<sub>2</sub>/l)</b>                  | 60             | 82              |
| <b>Coliformes totales (NMP/100ml)</b>           | 11000          | ≥54000          |
| <b>Coliformes termotolerantes (NMP/100ml)</b>   | 4500           | ≥54000          |

## DISCUSIÓN

Este estudio es relevante porque se analiza por primera vez en la región NEA la invasión de la maleza *P. stratiotes* en lagunas urbanas y la factibilidad de implementar control biológico aumentativo con insectos biocontroladores. Si bien existen previas implementaciones de control biológico de malezas acuáticas en el país (Deloach y Cordo, 1983; Cabrera Walsh et al., 2017; Faltlhauser et al., 2023), estas se realizaron bajo la influencia de clima templado o árido, donde la existencia de inviernos fríos y heladas frecuentes o la escasez de agua son factores que contribuyen a la acción de los agentes de control biológicos utilizados. En el NEA, las lagunas tienen escasa profundidad, están bajo la influencia de un clima subtropical húmedo, con altas temperaturas la mayor parte del año, veranos cálidos y lluviosos, inviernos más benignos y con pocos días de heladas (Köppen, 1918), lo que genera condiciones óptimas para el crecimiento y proliferación de las malezas durante todo el año. Además, la mayoría de las lagunas urbanas de esta región están medianamente eutrofizadas por el ingreso constante de nutrientes producto de la actividad antrópica, lo que contribuye a la proliferación de malezas acuáticas. Por lo tanto, los resultados sobre el estudio de línea de base para analizar el estado de invasión de la maleza *P. stratiotes* y evaluar la factibilidad de aplicar control biológico aumentativo y manejo integrado en las lagunas Francia y Argüello es relevante para la gestión de los humedales urbanos de la ciudad de Resistencia como así también para otros municipios del NEA que tratan con esta misma problemática. Esto es coincidente con lo que plantea Gardner et al. (2015) respecto a que las investigaciones sobre malezas invasoras en sistemas de humedales son especialmente significativas porque estos entornos están actualmente muy amenazados en todo el mundo.

El análisis del estado de vigor y grado de invasión de la maleza repollito de agua, incluyendo su capacidad reproductiva, son componentes claves a la hora de encarar un programa de control biológico.

El promedio de plantas/m<sup>2</sup> (madres + hijas) producidas por el repollito de agua en un ambiente natural fuera de la ciudad, como por ejemplo en lagunas ubicadas en el Sitio Ramsar Humedales Chaco, es de 199 ( $\pm 57$ ) (Franceschini, no publicado), lo que denota la mayor capacidad de invasión que tiene esta

maleza en las lagunas urbanas de Resistencia, donde el promedio total de plantas en la Laguna Francia y Laguna Argüello fue de 343,75 y 258,24 plantas/m<sup>2</sup>, respectivamente. Esto podría sugerir que la eutrofización y disponibilidad de nutrientes y materia orgánica en los humedales urbanos facilita el crecimiento exuberante del repollito de agua. Asimismo, los valores de biomasa de plantas hallados en este estudio (con un promedio desde 1,14 a 7,63 kg/m<sup>2</sup>), son muy superiores comparados con los 0,123 kg que esta misma planta produce el Sitio Ramsar Humedales Chaco (Franceschini, *no publicado*). Nuestros resultados demuestran que, en Laguna Argüello, las plantas tienen mayor vigor y por lo tanto casi el doble de diámetro máximo que las plantas de la Laguna Francia, lo que está en relación con el mayor contenido de nutrientes, materia orgánica y bacterias termotolerantes en esta primera laguna. Esto es coincidente con lo encontrado en otros estudios que demuestran como el nitrógeno es un factor clave para el crecimiento de las plantas flotantes en sistemas de humedales subtropicales (Carignan *et al.*, 1994; Camargo *et al.*, 2003).

De los agentes de control biológico encontrados en este estudio, el gorgojo *N. affinis* y *L. pistiae* han sido altamente efectivos en implementaciones de control biológico en Argentina y en otros países del mundo (Cabrera Walsh *et al.*, 2017; Cilliers, 1991; Harley *et al.*, 1990). En nuestro estudio, la mayor abundancia de *N. affinis* en Laguna Francia coincidió con el mayor impacto por herbivoría por este insecto, comparado con Laguna Argüello.

Por otro lado, la mayor abundancia de *N. affinis* en Laguna Francia y la exclusividad de *L. pistiae* en Laguna Argüello resaltan la importancia de considerar combinaciones específicas de biocontroladores según el contexto local. Una combinación de ambos agentes de control biológico causó un impacto significativo en poblaciones de *P. stratiotes* de humedales templados (Cabrera Walsh *et al.*, 2017).

En cuanto a los enemigos naturales de los biocontroladores, si bien se registraron numerosos invertebrados depredadores (ácaros, arañas, larvas de odonatos, larvas de coleópteros ditíscidos e hidrofílidos, larvas de hemípteros belostomátidos, entre otros), la mayoría de estos grupos son de hábitos estrictamente acuáticos, es decir, se encuentran por debajo de la línea de agua y por lo cual posiblemente no tendrían un impacto significativo reduciendo las

poblaciones de *N. affinis* y *L. pistiae*, que son insectos semiacuáticos, y habitan sobre la maleza y por encima de la línea de agua. Por otro lado, la inclusión de la evaluación de los enemigos naturales en sitios a implementar control biológico aumentativo es de relevancia ya que los mismos podrían disminuir la cantidad de insectos biocontroladores y por ende limitar el éxito del control biológico (Paynter et al., 2010).

Cabe destacar que las experiencias previas de control biológico de malezas acuáticas en el país consistieron en la implementación de control biológico de tipo clásico (Deloach y Cordo, 1983; Cabrera Walsh et al., 2017; Faltlhauser, et al., 2023), con introducción de agentes de control biológico ausentes previamente en los humedales tratados, por lo que cabe suponer también la ausencia de depredadores y parásitoides específicos que minimizaran la acción de los biocontroladores. En nuestra región NEA, la implementación de control biológico requerirá aumentar de manera inundativa la abundancia de *N. affinis* y *L. pistiae* que ya están presentes en el sistema, de tal manera de contrarrestar la acción de los depredadores y parásitoides ya existentes en el sistema. En este contexto, es indispensable a futuro realizar estudios de campo y experimentales para determinar cuáles son los enemigos naturales específicos que impactan en *N. affinis* y *L. pistiae* y su incidencia en la región.

Cabe destacar que muchas experiencias de control biológico clásico, han devenido en la aplicación posterior de control biológico de tipo aumentativo, como es el caso de *Megamelus scutellaris* Berg (Hemiptera: Delphacidae) que está siendo utilizado para controlar al camalote *Pontederia crassipes* Mart. (Pontederiaceae) (Coetzee, et al., 2022).

La comunidad de invertebrados representa un componente clave en el funcionamiento de los ecosistemas de agua dulce, ellos constituyen el nexo entre los productores primarios (plantas acuáticas, fitoplancton, fitobentos) y los organismos consumidores (como peces, aves y otros vertebrados) (Poi de Neiff y Casco, 2003), además de tener un rol clave en el procesamiento y decaimiento del material vegetal (Poi de Neiff et al., 2009; Franceschini et al., 2020 a; b). Esta comunidad, también cobra importancia ya que es utilizada como indicadores de calidad de agua, destacándose entre ellos numerosas familias de insectos encontradas en este estudio y algunos crustáceos (Tenjo Morales y Cárdenas

Castro, 2015). Los cambios que se dan en la riqueza de taxones o la proporción de especies tolerantes son algunos de los indicadores que podemos obtener como respuesta ante algún disturbio o desequilibrio, ya sea natural o antropogénico.

Los resultados de este estudio muestran diferencias en las comunidades de invertebrados, con mayor riqueza y densidad en Laguna Francia respecto a Laguna Argüello y diferente abundancia de los diferentes grupos de invertebrados, lo que refleja condiciones relativamente mejores de calidad de agua y menor cantidad de nutrientes y materia orgánica en la primera laguna (Fig. 5). Considerando esto, laguna Francia se comporta como un ambiente de condiciones más naturales mostrando menor impacto antrópico; por lo que es un ambiente más favorable para la aplicación del control biológico; minimizando así cualquier alteración que se pueda dar por otro tipo de manejo como podría ser el control químico. Esto coincide con las diferentes condiciones en cuanto a la fisicoquímica del agua, impacto y vigor de la maleza y biocontroladores que se detectaron en estas dos lagunas, lo que demuestra que esta comunidad constituye una herramienta válida como bioindicadora para ser incluida en estudios de línea de base para la implementación de control biológico de malezas acuáticas. En efecto, estas lagunas invadidas por *P. stratiotes* presentaron abundantes detritos originados por la descomposición de la materia orgánica de la maleza, con alta abundancia de oligoquetos (Oligochaeta) y larvas de dípteros de la familia Chironomidae, lo que es coincidente con lo encontrado previamente por Domínguez *et al.* (2021) en humedales con similares características. Asimismo, la alta abundancia de Ostracoda detectada (principalmente en Laguna Argüello), está en relación con la mayor cantidad de materia orgánica y nutrientes presentes en esta laguna, lo que concuerda con estudios previos que señalan que este grupo de invertebrados se caracteriza por su preferencia por ambientes con alto contenido de materia orgánica (Szlauer-Łukaszewska y Pešić, 2020). La alta abundancia de *Hyalella curvispina* en Laguna Francia con relativamente mejores condiciones fisicoquímicas del agua respecto a Laguna Argüello, el hecho de que esta especie se encuentra ampliamente distribuida en otras lagunas de la región dominadas por *P. stratiotes* (Galassi *et al.*, 2006 y que ha sido mencionado como un taxón sensible a los cambios ambientales (Capítulo, 1999), indica que esta especie es una buena bioindicadora en monitoreos de línea de base para la implementación de control

biológico de malezas. Esto es coincidente con lo mencionado por Gallardo *et al.* (2017) y Marchese *et al.* (2020) quienes encuentran baja abundancia y/o ausencia de esta especie en ambientes con intenso efecto antropogénico y contaminación.

Debido a la gran cobertura que pueden tener las malezas en los humedales urbanos de la región, las especies de insectos herbívoros y los agentes de control biológicos encontrados en *P. stratiotes* en este estudio cobran gran importancia ya que, al alimentarse de esta maleza, juegan un papel clave en el control natural de la misma (Martínez y Franceschini, 2018; Franceschini *et al.*, 2020a), lo cual deberá ser potenciado con la implementación de control biológico aumentativo para generar un impacto significativo en las poblaciones de esta maleza.

En cuanto al fitoplancton, cabe destacar que la alta densidad de los géneros *Euglena*, *Phacus* y *Cryptomonas* en estos ambientes urbanos, es indicadora de aguas con alto contenido en materia orgánica ya que tienen un bajo punto de compensación lumínica para la fotosíntesis (Lee, 2008; Triemer y Zakryś, 2015). La presencia de *Euglena* en Laguna Argüello en abundancias notablemente superiores a la que se presentó en Laguna Francia (Tabla 1) es coincidente con la mayor cantidad de nutrientes, materia orgánica y menor transparencia hallada en la primera laguna.

La baja abundancia de Chlorophyta y Cianobacterias (Tabla 1) puede explicarse teniendo en cuenta que estos taxones son incapaces de prosperar en condiciones de baja transparencia del agua y alta cobertura de vegetación,

debido a su elevado punto de compensación lumínica para la fotosíntesis (Masojídek *et al.*, 1999; Chorus y Welker, 2021; Lima, 2021). Sin embargo, la presencia de cianobacterias formadoras de floraciones y potenciales productoras de toxinas, debería ser tenida en cuenta en futuras implementaciones de control biológico de malezas debido a que, al ser controlada la cobertura de malezas, pueden darse las condiciones óptimas para la ocurrencia de floraciones de cianobacterias. (Padisák, 1997)

Los componentes del zooplancton hallados en las lagunas estudiadas son grupos dominantes en arroyos y ríos del Chaco Oriental (Frutos, 2008). En este tipo de humedales, los rotíferos que predominan en estas lagunas son reemplazados en sequía por cladóceros y copépodos (Frutos, 1993; 1996). Nuestro estudio incluyó un análisis cualitativo del zooplancton, por lo que son necesarios a futuro

realizar análisis de tipo cuantitativo para determinar la utilidad de este grupo en estudios de línea de base para implementación de control biológico.

Los valores de DBO (demanda bioquímica del oxígeno, consumo de oxígeno por bacterias y algas), fluctúan entre 33 y 41 mgO<sub>2</sub>/l en las lagunas Francia y Argüello (APA, 2022). Los valores de DQO (demanda química de oxígeno, consumo de oxígeno por oxidación química de la materia orgánica) fluctúan entre 60 a 82 mgO<sub>2</sub>/l en ambas lagunas (APA, 2022). Estos valores de DBO y DQO indican la importancia de la materia orgánica presente en el agua de estas lagunas y su incremento está asociado a la disminución de oxígeno disuelto, y mientras que los valores de 41 podrían estar en el rango de los valores de referencia de DBO y DQO entre 100 y 500, que indican agua medianamente contaminada por abundancia de materia orgánica y bacterias. Asimismo, los valores de conductividad eléctrica para ambas lagunas están en concordancia con los que se registran en las lagunas de la planicie de inundación del Paraná (Forastier, 2012; Franceschini *et al.*, 2020b).

Cabe destacar que los mayores valores de turbidez en Laguna Argüello en comparación con laguna Francia, están en relación con la mayor cantidad de materia orgánica particulada y a la alta densidad de organismos fitoplanctónicos presentes en Laguna Argüello, lo que le da al agua un aspecto verdoso (Franceschini *et al.*, 2022). La cantidad de materia orgánica particulada y alta densidad de fitoplancton son variables indicadoras de ambientes eutrofizados. En este tipo de ambientes eutrofizados y con alto contenido de nitrógeno como fertilizante de las malezas, la implementación de control biológico puede representar un desafío porque el efecto de los agentes de control biológico es menor comparado con ambientes con menos contenido de nutrientes en el agua (Coetzee *et al.*, 2007).

Los resultados de este estudio demuestran que la maleza *P. stratiotes* puede alcanzar un alto nivel de invasión en las lagunas analizadas y que las estrategias de remoción mecánica y el uso de mallas de contención utilizadas actualmente para el manejo de esta maleza en la ciudad de Resistencia no son efectivas por sí mismas como mecanismos de control. Por lo tanto, el control biológico de tipo aumentativo con insectos específicos como *N. affinis* y *L. pistiae* emerge como una estrategia viable e inocua para implementar un plan de manejo integrado del repollito de agua en esta ciudad. Asimismo, este estudio también

muestra que la Laguna Francia presentaría características más adecuadas para la primera implementación de un programa de control biológico para el repollito de agua. Esto se debe a que el daño ocasionado por el biocontrolador *N. affinis*, la abundancia de las poblaciones de este insecto y la abundancia y riqueza de otros invertebrados asociados a la vegetación es mayor en Laguna Francia que en Laguna Argüello. Si bien la Laguna Francia presenta niveles relativamente altos de nutrientes, bacterias coliformes termorresistentes, y menor calidad de agua si se la compara con lagunas de ambientes naturales, estos parámetros de calidad de agua son mejores comparados a los que se registran en Laguna Argüello.

Finalmente, el control biológico aumentativo con cría masiva y liberación de *N. affinis* y *L. pistiae* sería clave para lograr un manejo más efectivo y duradero en el tiempo del repollito de agua, y evitar que se intensifiquen los procesos de colmatación de las lagunas y se reduzca la capacidad de amortiguación a las inundaciones en la ciudad de Resistencia. La implementación de control biológico aumentativo deberá acompañarse con estrategias de mejoras en el tratamiento de aguas residuales y la gestión de escorrentías urbanas a fin de restaurar la funcionalidad ecológica de los humedales urbanos y mejorar su capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos vitales a las ciudades.

## CONCLUSIÓN

La invasión de *P. stratiotes* en las lagunas urbanas de Resistencia muestra que el control mecánico resulta insuficiente e indica la necesidad de incorporar el control biológico aumentativo para lograr un manejo eficaz de las malezas acuáticas en los humedales urbanos de la ciudad de Resistencia y en otros humedales del NEA con la misma problemática.

Los estudios de línea de base con las variables abióticas y bióticas que se proponen en este estudio brindan información útil para implementar un programa de control biológico.

Para mitigar los impactos negativos de las malezas acuáticas, restaurar la biodiversidad de las lagunas, amortiguar las inundaciones y mejorar la calidad de vida en las áreas urbanas afectadas, se requiere la implementación de un plan

de manejo integrado que combine el control biológico aumentativo de malezas acuáticas con el manejo simultáneo de aguas residuales y escorrentía que contaminan a los sistemas de humedales urbanos.

## **CONFLICTO DE INTERESES**

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## **AGRADECIMIENTOS**

Este estudio fue financiado con el Convenio de Investigación y Desarrollo “Control biológico de malezas acuáticas en lagunas urbanas de la Ciudad de Resistencia” CONVE-2022-16054142-APN-GVT#CONICET, el PIP-CONICET 2021-2023 (KA11220200102296CO) y el PICT 2020 SERIE A-035-65 de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica. Se agradece a la Administración Provincial del Agua (APA) por los datos fisicoquímicos y bacteriológicos proporcionados. Se agradece también el apoyo de Pablo Alegre y Yanina Pisarello de la Secretaría de Ambiente y a Matías Arce de la Secretaría de Sistema Lacustre y Pulmones Verdes de la Municipalidad de la Ciudad de Resistencia por el apoyo y gestión durante la realización de este estudio.

## **CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES**

Sabrina E. Bertucci: Redacción del manuscrito, trabajo de campo, procesamiento de muestras, análisis de datos, revisión final.

Lara M. Sabater: trabajo de campo, procesamiento de muestras, contribuciones y revisión.

Marina E. Forastier: procesamiento de muestras, contribuciones y revisión.

Paula B. Gervazoni: procesamiento de muestras, contribuciones y revisión.

Alejandro J. Sosa: Revisión y edición.

María C. Franceschini: Conceptualización del manuscrito, análisis de datos, contribuciones y revisión. Adquisición y administración de financiamiento.

## REFERENCIAS

Aguirre Madariaga, E. y Alcalá, L. (2007). Lagunas del Gran Resistencia. Edición del Autor. Resistencia.

Aloo, P., Ojwang, W., Omondi, R., Njiru, J. M., y Oyugi, D. (2013). A review of the impacts of invasive aquatic weeds on the biodiversity of some tropical water bodies with special reference to Lake Victoria (Kenya). *Biodiversity journal*, 4(4): 471-482.

APA. (2022). Análisis Físico Químico del Agua de las Lagunas de Resistencia. Informe Técnico Laboratorio de Aguas, Administración Provincial del Agua, Resistencia Chaco. 23 pp.

Barreto, M. Á., Alcalá, L. I., Benítez, M. A., Fernández, M. E., Giró, M. G., Pelli, M. B., y Romagnoli, V. (2014). *La política federal de vivienda desde su implementación en el Gran Resistencia 2003-2007: Análisis y recomendaciones*. Diseño.

Benzaquen, L. D. E., Blanco, R. B., Kandus, G., Lingua, P., Minotti, M., y Quintana, R. (2017). *Regiones de Humedales de la Argentina. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable*. Fundación Humedales/Wetlands International.

Cabrera Walsh, G., Hernández, M. C., McKay, F., Oleiro, M., Guala, M., y Sosa, A. (2017). Lessons from three cases of biological control of native freshwater macrophytes isolated from their natural enemies. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 20(4): 353-360. <https://doi.org/10.1080/14634988.2017.1403264>

Cabrera Walsh, G. y Maestro, M., (2014). Evaluation of intraguild interactions between two species of insect herbivores on *Pistia stratiotes*. *Biological Control* 76: 74-78. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.05.005>

Camargo, A. F. M., Pezzato, M. M., y Henry-Silva, G. G. (2003). Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM, 59-83.

Capítulo, A. R. (1999). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 58 (1-2).

Carey, M. P., Sanderson, B. L., Barnas, K. A., y Olden, J. D. (2012). Native invaders-challenges for science, management, policy, and society. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10 (7): 373-381.

Carignan, R., Neiff, J.J. y Planas, D. (1994). Limitation of water hyacinth by nitrogen in subtropical lakes of the Paraná floodplain (Argentina). *Limnology and Oceanography*. 39: 439-443. <https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.2.0439>

Center, T. D., Hill, M. P., Cordo, H. U. G. O., y Julien, M. H. (2002). Waterhyacinth. *Biological Control of invasive plants in the eastern United States*, 4, 41e64.

Chorus, I., y Welker, M. (2021). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management* (p. 858). Taylor & Francis.

Cilliers, C. J. (1991). Biological control of water lettuce, *Pistia stratiotes* (Araceae), in South Africa. *Agriculture, ecosystems & environment*, 37 (1-3): 225-229. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(91\)90151-M](https://doi.org/10.1016/0167-8809(91)90151-M)

Coetzee, J. A., Byrne, M. J., y Hill, M. P. (2007). Impact of nutrients and herbivory by *Eccritotarsus catarinensis* on the biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes*. *Aquatic Botany*, 86(2), 179-186. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.09.020>

Coetzee, J. A., y Hill, M. P. (2009). *Management of invasive aquatic plants*. Clout M. & Williams PA Invasive Species Management, a Handbook of Principles and Techniques, 141-152.

Coetzee, J. A., Hill, M. P., Byrne, M. J., y Bownes, A. (2011). A review of the biological control programmes on *Eichhornia crassipes* (C. mart.) solms (Pontederiaceae), *Salvinia molesta* DS Mitch. (Salviniaceae), *Pistia stratiotes* L. (Araceae), *Myriophyllum aquaticum* (vell.) verdc. (Haloragaceae) and *Azolla filiculoides* Lam. (Azollaceae) in South Africa. *African Entomology*, 19(1): 451-468.

Coetzee, J. A., Miller, B. E., Kinsler, D., Sebola, K., & Hill, M. P. (2022). It's a numbers game: inundative biological control of water hyacinth (*Pontederia crassipes*), using *Megamelus scutellaris* (Hemiptera: Delphacidae) yields success at a high elevation, hypertrophic reservoir in South Africa. *Biocontrol Science and Technology*, 32 (11): 1302-1311.

Cordo, H. A. (2004). El Control Biológico de Malezas, una alternativa factible para la lucha contra las plantas invasoras exóticas en Áreas Protegidas de la Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 63(1-2): 1-9.

Cummins, K.W., Merritt, R.W., y Andrade, P.C. (2005). The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40 (1): 69-89. <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>

Deloach, C. J., y Cordo, H. A. (1983). Control of waterhyacinth by *Neochetina bruchi* (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini) in Argentina. *Environmental Entomology*, 12(1): 19-23.

Diez, P., Vázquez, M., y Ruiz, S. (2015). Valoración de los humedales urbanos de la ciudad de Río Gallegos. Contribuciones Científicas GAEA. *Sociedad Argentina de Estudios Geográficos*. Recuperado de <http://gaea.org.ar/contribuciones/ccgaeaindex.htm>

Diop, O., Coetzee, J. A., y Hill, M. P. (2010). Impact of different densities of *Neohydronomus affinis* (Coleoptera: Curculionidae) on *Pistia stratiotes* (Araceae) under laboratory conditions. *African Journal of Aquatic Science*, 35 (3): 267-271. <https://doi.org/10.2989/16085914.2010.538505>

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. W. (2020). *InfoStat versión 2020*. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>

Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656.

Domínguez, E., Encalada, A. C., Fernandez, H. R., Giorgi, A. D. N., Marchese Garello, M. R., Miserendino, M. L., Munne, A., Prat, N., Ríos Touma, B. y Rodrigues Capítulo, A. (2021). *Biomonitoring en ríos de Argentina: un camino por recorrer*. Ecología Austral. 934-949.

Faltlhauser, A. C., Jiménez, N. L., Righetti, T., Visintin, A. M., Torrens, J., Salinas, N. A., Mc Kay, F., Hill, M., Codo, H. y Sosa, A. J. (2023). The importance of long-term post-release studies in classical biological control: Insect-plant monitoring and public awareness of water hyacinth management (*Pontederia crassipes*) in Dique Los Sauces, Argentina. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 171(12): 965-977. <https://doi.org/10.1111/eea.13355>

Forastier, M. E. (2012). *Diversidad y Toxicidad de Cyanophyta (Cyanobacteria) del Nordeste Argentino*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina. 218 pp.

Fowler, S. V., Syrett, P., y Hill, R. L. (2000). Success and safety in the biological control of environmental weeds in New Zealand. *Austral Ecology*, 25(5): 553-562. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2000.01075.x>

Franceschini, M. C., Murphy, K. J., Moore, I., Kennedy, M. P., Martínez, F. S., Willems, F., De Wysiecki, M. L. y Sichingabula, H. (2020a). Impacts on freshwater macrophytes produced by small invertebrate herbivores: Afrotropical and Neotropical wetlands compared. *Hydrobiologia*, 847, 3931-3950. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04360-5>

Franceschini, M. C., Murphy, K. J., Kennedy, M. P., Martínez, F. S., Willems, F., y Sichingabula, H. (2020b). Are invertebrate herbivores of freshwater macrophytes scarce in tropical wetlands? *Aquatic Botany*, 167, 103289. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2020.103289>

Franceschini, M. C, Sabater L. M., Bertucci, S. E., Forastier, M. E., Gervazoni, P. B. y Suarez, P. (2022). *Control biológico de malezas acuáticas en lagunas urbanas de la ciudad de Resistencia: Análisis de línea de base. Informe Técnico*. Laboratorio de Herbivoría y Control Biológico en Humedales, Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL-CONICET -UNNE). 41 pp.

Franceschini, M. C., Bertucci, S. E., Gervazoni, P. B., Sabater, L.M., Albertini, S., Forastier, M. E. y Sosa, A. J. (2023). *Perspectives and challenges for implementing biological control in weed management in subtropical wetlands of Argentina*. In: Proceedings of the XVI International Symposium on Biological Control of Weeds (eds. Cabrera Walsh G., Anderson F.E., Mc Kay F., Sosa A.J. and Hernández M.C.), pág. 96. Puerto Iguazú, Argentina. [https://www.iobc-global.org/global\\_sg\\_Classical\\_Weed\\_BC.html](https://www.iobc-global.org/global_sg_Classical_Weed_BC.html)

Frutos, S. M. (1993). Zooplancton en cuerpos de agua isleños del Bajo Paraná. *Ambiente subtropical*, (3): 87-121.

Frutos, S. M. (1996). Zooplancton de la laguna Turbia (Isla del Cerrito) en la confluencia de los ríos Paraná y Paraguay (Argentina). *Revista Brasileira de Biología* 56(3): 569-580.

Frutos, S. M. (2008) *Biodiversidad del Zooplancton en Corrientes, Chaco y Formosa*. En: Manual de Biodiversidad de Chaco, Corrientes y Formosa. Casco Casco, S. L. (comp.) Basterra N. I. y Neiff J. J. (dir.) Editorial de la Universidad Nacional del Nordeste EUDENE. 1<sup>a</sup> edición. Corrientes. 64-76 p.

Gallardo, L.I., Carnevali, R.P., Porcel, E.A. y Poi, A.S.G. (2017) Does the effect of aquatic plant types on invertebrate assemblages change across seasons in a subtropical wetland? *Limnetica* 36:87-98.

Galassi M.E., Franceschini, M.C. y Poi de Neiff, A. (2006). *Population estimates of Hyalella curvispina Shoemaker Population (Amphipoda) in Aquatic Vegetation of Northeastern Argentinian Ponds*. *Acta Limnológica Brasiliensis* 18 (1): 101-108.

Gardner, R. C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C., Galewski, T., Harrison, I., Paganini, M., Perennou, C., Pritchard, D., Rosenqvist, A. y Walpole, M. (2015). *State of the world's wetlands and their services to people: a compilation of recent analyses*. Ramsar Briefing Note No. 7. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2589447>

- Goode, A. B., Minteer, C. R., Foley, J. R., Tipping, P. W., Valmonte, R. J., Knowles, B. K., y Gettys, L. A. (2019). Host range of *Lepidelphax pistiae* (Hemiptera: Delphacidae) and its potential impact on *Pistia stratiotes* L. (Araceae). *Biocontrol Science and Technology*, 29(7): 706-714. <https://doi.org/10.1080/09583157.2019.1587738>
- Guiry, M.D. y Guiry, G.M. (2024). AlgaeBase. *World-wide electronic publication*, University of Galway. <https://www.algaebase.org>
- Harley, K. L. S., Kassulke, R. C., Sands, D. P. A., y Day, M. D. (1990). Biological control of water lettuce, *Pistia stratiotes* (Araceae) by *Neohydronomus affinis* (Coleoptera: Curculionidae). *Entomophaga*, 35: 363-374. <https://doi.org/10.1007/BF02375260>
- Hussner, A., Stiers, I., Verhofstad, M. J. J. M., Bakker, E. S., Grutters, B. M. C., Haury, J., Van Valkenburg, J. L. C. H., Brundu, G., Newman, J., Clayton, J. S., Anderson, L. W. J. y Hofstra, D. (2017). Management and control methods of invasive alien freshwater aquatic plants: a review. *Aquatic Botany*, 136: 112-137. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.08.002>
- INDEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos (2023). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022. Resultados Provisionales*.
- Junk, W. J., An, S., Finlayson, C. M., Gopal, B., Květ, J., Mitchell, S. A., Mitsch, W. J. y Robarts, R. D. (2013). Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquatic sciences*, 75: 151-167. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z>
- Kandus, P., Minotti, P., Morandeira, N. y Gayol M. (2019). *Inventario de Humedales de la Región del Complejo Fluvio-Litoral del Bajo Paraná. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales*, Wetlands International. 198 pp.
- Komárek J. y Anagnostidis, K. (1999). *Cyanoprokaryota, 1: Chroococcales*. In: H. Ettl, G. Gardner, H. Heynig and D. Mollenheuer, eds. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Vol. 19/1. Gustav Fischer, Jena. 1-548.

Komárek, J. y Anagnostidis, K. (2005). *Bd. 19/2: Cyanoprokaryota: teil 2: Oscillatoriales*. Elsevier, München.

Komárek, J. y Komárková, J. (2006). Diversity of Aphanizomenon-like cyanobacteria. *Fottea*, 6(1): 1-32.

Komárek, J., y Zapomělová, E. (2007). Planktic morphospecies of the cyanobacterial genus Anabaena = subg. Dolichospermum-1. part: coiled types. *Fottea*, 7(1): 1-31.

Komárek, J. y Zapomělová, E. (2008): Planktic morphospecies of the cyanobacterial genus Anabaena = subg. Dolichospermum - 2. part: straight types. - *Fottea* 8: 1-14.

Köppen, W. (1918). *Klassifikation der klima nach Temperatur, Niederschlag und Jahreslauf*. Pet. Mitt., 64, 193-203.

Lee, S. H., Whittle, T. E., y Kang, S. H. (2008). Spring time production of bottom ice algae in the landfast sea ice zone at Barrow, Alaska. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 367(2), 204-212. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.09.018>

Lenicov, A. M. M. D. R., y Walsh, G. C. (2013). A new genus and species of Delphacini (Hemiptera: Fulgoromorpha: Delphacidae) associated with hydrophytic plants in Argentina. *Florida Entomologist*, 96(4): 1350-1358. <https://doi.org/10.1653/024.096.0414>

Lima, C. L. D. (2021). *A influência do fósforo e da luminosidade no crescimento e desenvolvimento da chlorophyta chlorella sorokiniana em condições controladas de laboratório*. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas, Universidade Federal de São Paulo, Diadema.

Lopretto, E. C., y Tell, G. (1995). *Ecosistemas de aguas continentales Metodología para su estudio*. Ediciones Sur.

Masojídek, J., Torzillo, G., Koblížek, M., Kopecký, J., Bernardini, P., Sacchi, A., y Komenda, J. (1999). *Photoadaptation of two members of the Chlorophyta (Scenedesmus and Chlorella) in laboratory and outdoor cultures: changes in chlorophyll fluorescence quenching and the xanthophyll cycle*. *Planta*, 209: 126-135. <https://doi.org/10.1007/s004250050614>

Marchese, M., Gagneten, A. M., Montalto, L., Gallardo, L. I., Damborsky, M. P., y Poi, A. S. (2020). *Aplicación de indicadores biológicos en el nordeste argentino. Indicadores Biológicos, Calidad Biológica de Agua, Aplicaciones y Perspectivas de Uso*; Dominguez, A., Giorgi, A., Eds.

Martinez, F. S., y Franceschini, M. C. (2018). Invertebrate herbivory on floating-leaf macrophytes at the northeast of Argentina: should the damage be taken into account in estimations of plant biomass? *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 90: 155-167. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201820170415>

McLean, P., Gallien, L., Wilson, J. R., Gaertner, M., y Richardson, D. M. (2017). Small urban centers as launching sites for plant invasions in natural areas: insights from South Africa. *Biological Invasions* 19 (12): 3541-3555. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1600-4>

Merritt, R. W., y Cummins, K. W. (Eds.). (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt.

Narváez León, P. A. (2018). *Utilización de Eichhornia crassipes como alternativa en alimentación animal en la cuenca hidrográfica de la depresión momposina*. Universidad Nacional Abierta y a Distancia-UNAD Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente Especialización en Nutrición Animal Sostenible.

Neuenschwander, P., Julien, M. H., Center, T. D., y Hill, M. P. (2009). *Pistia stratiotes L.* (Araceae). *Biological Control of Tropical Weeds Using Arthropods*. Cambridge University Press, New York, NY, 332-352.

Padisák, J. (1997). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv Für Hydrobiologie Supplementband Monographische Beiträge*, 107(4): 563-593.

Paynter, Q., Fowler, S. V., Hugh Gourlay, A., Groenteman, R., Peterson, P. G., Smith, L., y Winks, C. J. (2010). Predicting parasitoid accumulation on biological control agents of weeds. *Journal of Applied Ecology*, 47(3): 575-582. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01810.x>

Poi, A. S. G., Casco, S. L., Neiff, J.J., Carnevali, R. P. y Gallardo, L.I. (2016). Lagunas periurbanas de Corrientes (Argentina): de la mesotrofia a la eutrofia un camino de ida y vuelta en 20 años. *Biología Acuática* 31: 1-9. <http://repositorio.unne.edu.ar/handle/123456789/30708>

Poi De Neiff A. S. G y Casco S. L. (2003). Biological agents that accelerate winter decay of *Eichhornia crassipes* Mart. Solms. in northeastern Argentina. *Ecología e Manejo de Macrófitas Aquáticas. Maringá*: Eduem, p. 127-144.

Poi de Neiff A., Galassi, M.E. y Franceschini, M. C. (2009). Invertebrate assemblages associated with leaf litter in three floodplain wetlands of the Paraná River. *Wetlands*, 29 (3): 896-906

Rommens, W., Maes, J., Dekeza, N., Inghelbrecht, P., Nhlwatiwa, T., Holsters, E., Ollevier, F., Marshall, B. y Brendonck, L. (2003). *The impact of water hyacinth (Eichhornia crassipes) in a eutrophic subtropical impoundment (Lake Chivero, Zimbabwe)*. I. Water quality. *Archiv für Hydrobiologie*, 158(3): 373-388. DOI: [10.1127/0003-9136/2003/0158-0373](https://doi.org/10.1127/0003-9136/2003/0158-0373)

Sabater, L. M., Franceschini, M. C., Gallardo, L. I., Coronel, J. M., y Perez, A. P. (2022). Disentangling vegetation structure effect on invertebrate communities in contrasting growth periods in subtropical protected wetlands of Argentina. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 94. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202220210965>

Scornik, M. (2007). *Áreas urbanas vulnerables: algunas consideraciones para un sector de Resistencia, Chaco*. <http://repositorio.unne.edu.ar/handle/123456789/49714>

Seastedt, T. R. (2015). Biological control of invasive plant species: a reassessment for the Anthropocene. *New phytologist*, 205 (2): 490-502. <https://doi.org/10.1111/nph.13065>

Stallings, K. D., Seth-Carley, D., y Richardson, R. J. (2015). Management of aquatic vegetation in the southeastern United States. *Journal of Integrated Pest Management*, 6(1): 3. <https://doi.org/10.1093/jipm/pmv002>

Szlauer-Łukaszewska, A., y Pešić, V. (2020). Habitat factors differentiating the occurrence of Ostracoda (Crustacea) in the floodplain of a small lowland River Krąpiel (NW Poland). *Knowledge y Management of Aquatic Ecosystems* 421: 23. <https://doi.org/10.1051/kmae/2020012>

Tenjo Morales, A. I., y Cárdenas Castro, E. (2015). Importancia y utilidad de los bioindicadores acuáticos. *Biodiversidad Colombia* 1 (5): 36-48.

Triemer, R. E., y Zakryś, B. (2015). *Photosynthetic euglenoids*. In Freshwater Algae of North America (pp. 459-483). Academic Press.

Trivinho-Strixino, S., y Strixino, G. (1995). *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros*.

Ueckermann, C., y Hill, M. P. (2001). *Impact of herbicides used in water hyacinth control on natural enemies released against the weed for biological control*. Water Research Commission.

Van Driesche, R. (2002). *Biological control of invasive plants in the eastern United States*. US Department of Agriculture, Forest Service, Forest Health Technology Enterprise Team.

Van Driesche, R., Hoddle, M., Center, T. D., Ruiz, C. E., Coronada, B. J., y Manuel, A. J. (2007). *Control de plagas y malezas por enemigas naturales*. US Department of Agriculture, US Forest Service, Forest Health Technology Enterprise Team.

Van Driesche, R. G., Carruthers, R. I., Center, T., Hoddle, M. S., Hough-Goldstein, J., Morin, L., Smith, L., Wagner, D. L., Blossey, B., Brancatini, V., Casagrande, R., Causton, C. E., Coetzee, J. A., Cuda, J., Ding, J., Fowler, S. V., Frank, J. H., Fuester, R., Goolsby, J., Grodowitz, M. y Van Klinken, R. D. (2010). Classical biological control for the protection of natural ecosystems. *Biological control*, 54, S2-S33. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.03.003>

West, M., N. Fenner, R. Gough y C. Freeman (2017). Evaluation of algal bloom mitigation and nutrient removal in floating constructed wetlands with different macrophyte species. *Ecological Engineering*, 108: 581-588. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.033>

Williams, A. E., y Hecky, R. E. (2005). Invasive aquatic weeds and eutrophication: The case of water hyacinth in Lake Victoria. *Restoration and management of tropical eutrophic lakes*, 5: 211-250.

Zapomělová, E., Jezberová, J., Hrouzek, P., Hisem, D., Řeháková, K., y Komárková, J. (2009). Polyphasic characterization of three strains of *Anabaena reniformis* and *Aphanizomenon aphanizomenoides* (cyanobacteria) and their reclassification to *Sphaerospermum* gen. nov. (incl. *Anabaena kisseleviana*) 1. *Journal of Phycology*, 45(6): 1363-1373. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2009.00758.x>