

Plantas vasculares que habitan los bañados de desborde fluvial del área periurbana de la ciudad de La Plata

CHRISTIAN ALEJANDRO ZANOTTI Y NORA GÓMEZ

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET – UNLP), La Plata, Buenos Aires, Argentina.

E-mail: czanotti@ilpla.edu.ar

RESUMEN. El objetivo de este trabajo fue exponer, a través de cuatro casos de estudio de bañados de desborde fluvial localizados en la llanura pampeana (NE de la Provincia de Buenos Aires), la composición específica y la cobertura relativa de los ensambles de la vegetación asociada a estos humedales. También se exploran las características vinculadas a la tolerancia de las plantas a la presencia de agua, como indicadores de la variabilidad hidrológica, que definen a estos ambientes sometidos a diferentes usos del suelo. Se realizaron relevamientos florísticos mediante transectas transversales al curso del agua, estableciéndose en cada una, nueve unidades muestrales de 1 m², en los bañados ubicados en los arroyos Chubichamini, Cajaravillas, del Gato y Carnaval, durante marzo de 2020. El análisis de los inventarios de los cuatro humedales permitió identificar 44 taxa. La cobertura relativa de las especies, clasificadas de acuerdo con la tolerancia de las plantas a la permanencia del agua en los bañados, posibilitó reconocer cómo los usos del suelo influyen en las características de los mismos. En los que se encuentran en las zonas rurales, mejor conservados y que mantienen la conectividad con el agua subterránea, se observó que la cobertura relativa de las especies de hidrófitas obligadas de humedales más las especies facultativas fue superior al 85 %, que las observadas en zonas periurbanas con actividad agrícola. En estos últimos, se halló la mayor cobertura de especies terrestres (18-30%). Reconocer las características de la vegetación que habita en estos humedales contribuirá a establecer estrategias de manejo para la conservación y rehabilitación, como así también delimitar estos humedales.

Palabras clave: Conservación, humedales, plantas vasculares, usos del suelo.

ABSTRACT. The aim of this work was to describe, through four case studies of riverine wetlands located in the Pampas plain (NE of the Province of Buenos Aires), the specific composition and relative coverage of the vegetation assemblages associated with these wetlands. The characteristics related to the tolerance of plants to the presence of water are also explored, as indicators of hydrological variability, which define these environments subject to different land uses. Floristic inventories were carried out in transects transverse to the watercourse in the riverine wetland located in the streams Chubichamini, Cajaravillas, Del Gato and Carnaval, during March 2020. In each transect, nine sampling units of 1 m² each were taken. The analysis of the inventories of the four wetlands allowed the identification of 44 taxa. The relative coverage of the species, classified according to the tolerance of plants to the permanence of water in the riverine wetland, led to the understanding of the influence of land uses in their characteristics. In those of rural areas, which are better preserved and maintain the connectivity with groundwater, the relative coverage of obligatory hydrophytes plus facultative species was higher than 85% of those observed in peri-urban areas with agricultural activity. The latter had the highest coverage of terrestrial species (18-30%). Recognition of the characteristics of the vegetation that inhabits these wetlands will contribute to establishing management strategies for conservation and rehabilitation, as well as to delimit these wetlands.

Keywords: Conservation, land uses, vascular plants, wetlands.

INTRODUCCIÓN

La vegetación asociada a los humedales ejerce una vital influencia en la estructura y funcionamiento de estos, ya que además de ser la principal comunidad de productores primarios, cumplen importantes roles ecológicos participando como sumideros de CO₂, en el ciclado de nutrientes, en la formación de detritos orgánicos y en la fijación de la energía, entre otros (Cronk & Fennessy, 2001; Thomaz *et al.*, 2009; Hernández, 2010). Esto contribuye a la diversidad, estructura y dinámica de las comunidades bióticas a las que brinda soporte, favoreciendo una alta biodiversidad (Gregg & Rose, 1985; Grenouillet *et al.*, 2002; Lansac-Tôha *et al.*, 2003; Thomaz & Cunha, 2010). Cabe destacar que las plantas vasculares también contribuyen con diversos servicios ecosistémicos que brindan a los cuerpos de agua, ya que algunas de las especies que los habitan tienen la capacidad de depurar el agua reteniendo el sedimento y reduciendo la contaminación (Kollmann & Fischer, 2003; San Martín *et al.*, 2003; Miretzky *et al.*, 2004; Menone, 2005; Peng *et al.*, 2007; Skinner *et al.*, 2007; Rosa *et al.*, 2014). Además, la estructura de la vegetación, especialmente la cobertura, densidad y estratificación y evapotranspiración, juegan un rol preponderante en el almacenamiento de las aguas superficiales reduciendo de esta manera los daños causados por las inundaciones (Casco *et al.*, 2005; Möller, 2011).

El conocimiento de la vegetación es clave para la caracterización, clasificación y delimitación de estos ambientes, ya que las plantas vasculares presentan una gran diversidad de características adaptativas morfo-fisiológicas por crecer en ambientes que retienen temporalmente el agua o bien cumplen su ciclo de vida directamente en el agua (Cowardin *et al.*, 1979; Cowardin & Golet, 1995; Keddy, 2010; Tiner, 2016). Esta dependencia del hábitat acuático ha llevado a estrategias de vida convergentes que permiten clasificarlas y reconocerlas como un grupo definido. Por este motivo, se han desarrollado diferentes sistemas de clasificación ecológica de acuerdo con sus formas de vida y crecimiento (Den Hartog & Segal, 1964) basando su clasificación en la relación de la planta con el

sustrato (Cronk & Fennessy, 2001) o en función a la tolerancia a la presencia de agua de manera temporal o permanente (Tiner, 2016).

Entre la variedad de humedales que se pueden reconocer en la llanura pampeana, se encuentran los bañados de desborde fluvial (BDF). Se trata de ambientes someros y de escasa extensión, asociados a los cursos de agua, que pueden reconocerse por la presencia de agua superficial como así también por el suelo saturado con agua durante algún período, lo cual favorece el desarrollo de plantas adaptadas a condiciones hidrológicas fluctuantes (Rodrigues Capítulo *et al.*, en prensa). Muchos de estos ambientes se hallan localizados en cuencas amenazadas por las intervenciones humanas, principalmente por la expansión agrícola y la urbanización (Matteucci y Morello, 2009).

Con la finalidad de caracterizar y reconocer estos humedales mediante las plantas vasculares que los habitan, se analizó la composición específica, la cobertura relativa de las especies y se las clasificó de acuerdo con su tolerancia a la permanencia del agua o a la humedad del suelo. Para ello, se seleccionaron cuatro BDF influenciados por distintos usos del suelo. Dos de ellos se localizan en un área productiva mixta, cercana a la ciudad de La Plata, conocida como cinturón hortícola platense. Se trata de un complejo entramado de tierras destinadas a la horticultura y floricultura, en el que también se desarrollan cultivos extensivos de soja, maíz y trigo, así como pasturas destinadas a la cría de ganado. Los dos restantes, se encuentran ubicados en zonas rurales destinadas principalmente a la ganadería extensiva.

Materiales y métodos

Área de estudio

Los cuatro BDF que se seleccionaron como casos de estudio, se encuentran localizados al NE de la Provincia de Buenos Aires, dos de ellos se localizan en el área periurbana de la ciudad de La Plata, en cercanías de las nacientes del arroyo Del Gato (34° 58' 56.58" S; 58° 3' 13.13" O) y Carnaval (34° 55' 2.24" S; 58° 6' 30.53" O), con una superficie de 0,02 y 0,08 km², y con profundidades promedio de

0,20 y 0,24 m, respectivamente (Figura 1 a y b). Los otros dos, se ubican en las cercanías de las cabeceras de los arroyos Chubichaminí (35° 7' 44.50" S; 57° 41' 51.95" O) y Cajaravillas (35° 2' 45.90" S; 57° 48' 44.01" O), ubicados en una zona rural, con una superficie de 0,09 y 0,11 km², y con profundidades promedio de 0,31 y 0,36 m, respectivamente (Figura 1 c y d). Estos últimos retienen permanente agua, mientras que los dos primeros pueden llegar a secarse en algunos períodos del año como consecuencia de estar desvinculados del agua subterránea que los alimenta, a causa de la excesiva extracción de la misma destinada a la agricultura y al consumo humano llevando a la depresión regional de los niveles freáticos (Rodrigues Capítulo *et al.*, en prensa). Como consecuencia de la actividad antrópica, en los BDF ubicados en áreas periurbanas y expuestos a la agricultura (principalmente horticultura y cultivo de soja) las concentraciones de nutrientes alcanzan valores que duplican a las de los ubicados en áreas rurales (con actividad ganadera extensiva), mientras que en estos últimos se observan mayores valores de DQO (Rodrigues Capítulo *et al.*, en prensa).

Muestreo y análisis de la información

Los cuatro BDF seleccionados fueron visitados en marzo del 2020, estableciéndose en cada uno de ellos tres transectas transversales al curso de agua que se ubicaron aguas arriba, aguas abajo y en el bañado propiamente dicho. En cada de estas se reconocieron tres zonas delimitadas a priori: margen derecho (MD), margen izquierdo (MI) y la zona fluvial (ZF). A su vez, en cada una de ellas, se establecieron tres unidades muestrales contiguas de 1 m². Por lo tanto, cada transecta incluyó nueve unidades muestrales, totalizando 27 unidades en cada uno de los cuatro BDF analizados. Las especies se identificaron a partir de floras regionales (Cabrera y Zardini, 1993) con la debida actualización taxonómica de la página de Flora Argentina (2020). En cada unidad muestral, se evaluó la cobertura absoluta de las especies, basada en la escala de Domin-Krajina (Braun-Blanquet, 1979): "1" cobertura hasta de 10% del área de la parcela, "2" cobertura entre el 11 y 20%, "3" cobertura entre > 20 a 40%, "4" cobertura entre > 40 y 60%, "5" cobertura entre > 60 y 80%, y "6" cobertura entre > 80 y 100%.



Figura 1. Bañados de desborde fluvial estudiados: **a.** Del Gato; **b.** Carnaval; **c.** Chubichaminí; **d.** Cajaravillas.
Figure 1. Riverine Wetland studied: **a.** Del Gato; **b.** Carnaval; **c.** Chubichaminí; **d.** Cajaravillas.

Para el cálculo de la cobertura relativa (CR) de cada una de las especies para cada BDF se empleó la fórmula (Moreno-Casola y López Rosas, 2009):

$$CR_{(especie\ x)} = \frac{(\text{Cobertura absoluta de la especie "x" presente en el BDF}) \times 100}{\sum (\text{Cobertura absoluta en todas las especies presentes})}$$

Las especies fueron clasificadas según Tiner (2016) en función a la tolerancia a la saturación de agua en el suelo en: hidrófitas obligadas de humedales (OBL), plantas que se hallan en más del 99% bajo condiciones de saturación o inundación; hidrófitas facultativas de humedales (FACH), plantas que crecen entre un 67 y < 99% en humedales, pero ocasionalmente se encuentran también en hábitats terrestres; hidrófitas facultativas propiamente dichas (FAC), plantas que crecen entre un 34 y < 67% en humedales que en ambientes terrestres; especies facultativas terrestres (FACT), plantas que crecen menos del 34% en humedales y por último, especies terrestres (T), plantas con una probabilidad menor al 1% de presentarse en humedales. Para la estimación de la diversidad específica se recurrió al índice de Shannon-Wiener (H') (Shannon & Weaver, 1949).

Los datos meteorológicos del período

muestreado fueron provistos por el Servicio Meteorológico Nacional.

RESULTADOS

Durante el periodo muestreado la temperatura promedio del aire fue de 27,4 °C y las precipitaciones 14,8 mm, coincidiendo con una fase neutral del fenómeno hidrológico de El Niño.

De acuerdo con el relevamiento florístico realizado en los cuatro BDF, se identificaron un total de 44 taxones, hallándose 21 en el BDF Chubichamini, 10 en el Cajaravillas, 15 en el del Gato y 19 en el Carnaval (Tabla 1 y 2). La diversidad específica para cada uno de los humedales fueron las siguientes, BDF Cajaravillas: 1,9; BDF del Gato: 2,4; BDF Chubichamini: 2,5; BDF Carnaval: 2,6.

Las observaciones sobre la tolerancia de las plantas a las distintas condiciones de saturación de agua en los bañados, reveló que tanto en el BDF Cajaravillas como en el Chubichamini, el mayor valor de porcentaje de cobertura correspondió a especies hidrófitas obligadas de humedales, secundadas por las hidrófitas facultativas (Figura 2), superando entre ambas

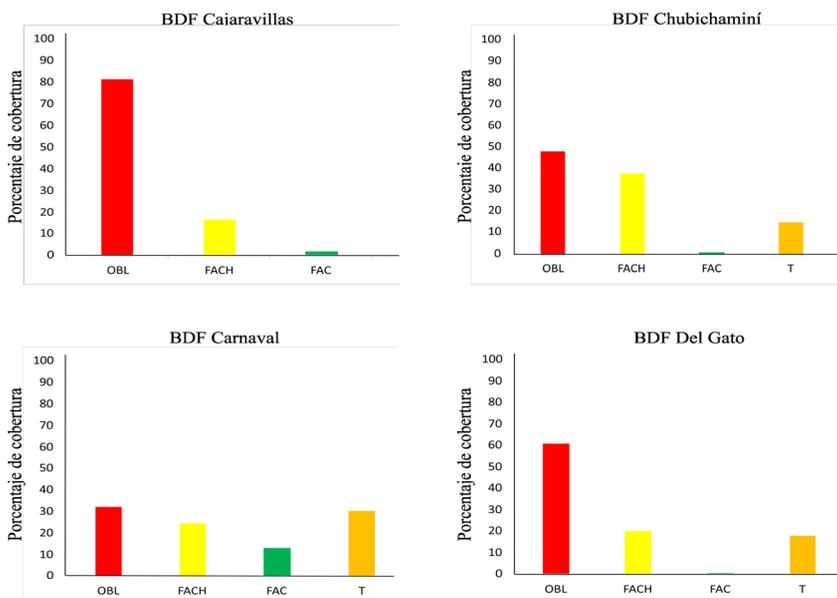


Figure 2. Porcentaje de cobertura en los cuatro bañados de desborde fluvial estudiados. OBL: especies obligadas de humedales; FACH: especies facultativas de humedales; FAC: especies facultativas propiamente dichas; T: especies terrestres.

Figure 2. Coverage ratio percentage of the four riverine wetland studied. OBL: obligate wetland species; FACH: facultative wetland species; FAC: facultative species proper; T: terrestrial species.

Tabla 1. Especies registradas en los bañados de desborde fluvial Cajaravillas, Chubichaminí, ubicados en una zona rural, ordenadas de manera decreciente en función de su presencia a lo largo de las transectas, indicando la cobertura relativa (CR), tolerancia a la inundación (TI); se indica con un (*) la presencia de las mismas en el margen derecho (MD), zona fluvial (ZF) y margen izquierdo (MI) de cada BDF. Referencias: OBL, hidrófitas obligadas de humedales; FACH, hidrófitas facultativas de humedales; FAC, hidrófitas facultativas propiamente dichas y T, especies terrestres.

Table 1. Species registered in the riverine wetland Cajaravillas, Chubichaminí, located in a rural area, ordered in decreasing order according to their presence along the transects, indicating the relative coverage value (CR), flood tolerance (TI) of each of the species. In addition, their presence is indicated with (*) on the right margin (MD), fluvial zone (ZF) and left margin (MI) of each wetland. References: OBL, obligate hydrophytes of wetlands; FACH, facultative hydrophytes of wetlands; FAC, facultative hydrophytes proper and T, terrestrial species.

BDF CAJARAVILLAS					
Especies	MD	ZF	MI	CR	TI
<i>Iris pseudacorus</i> L.	*		*	32	OBL
<i>Schoenoplectus americanus</i> (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller	*	*	*	21	OBL
<i>Mikania periplocifolia</i> Hook. & Arn.	*	*	*	17	FACH
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. & Arn.) DC.	*	*	*	10	OBL
<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Pennell	*	*	*	5,7	OBL
<i>Polygonum punctatum</i> Elliot	*		*	4,7	OBL
<i>Typha latifolia</i> L.	*		*	4,2	OBL
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	*		*	1,9	FAC
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.		*		1,9	OBL
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Raven		*		1,4	OBL
BDF CHUBICHAMINÍ					
<i>Schoenoplectus americanus</i> (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller	*	*	*	27	OBL
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. & Arn.) DC.	*	*	*	7,3	OBL
<i>Mikania periplocifolia</i> Hook. & Arn.		*	*	3,7	FACH
<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Pennell		*	*	1,8	OBL
<i>Panicum gounii</i> E. Fourn.	*		*	19	FACH
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	*		*	9,1	FACH
<i>Paspalum notatum</i> Flügge	*		*	2,7	T
<i>Leersia hexandra</i> Sw.	*		*	1	OBL
<i>Symphytotrichum squamatum</i> (Spreng.) G.L. Nesom			*	1,4	T
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze			*	0,4	OBL
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.			*	0,4	FAC
<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soják		*		4	OBL
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.		*		2,3	OBL
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Raven		*		1,8	OBL
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.		*		1,8	OBL
<i>Lotus tenuis</i> Waldst. & Kit. ex Willd.	*			4	T
<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	*			2,7	T
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	*			2,7	FACH
<i>Cypella herbertii</i> (Lindl.) Herb.	*			2,7	T
<i>Agalinis communis</i> (Cham. & Schltdl.) D'Arcy	*			2,7	FACH
<i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene	*			1,4	T

el 85% de cobertura. La especie exótica *Iris pseudacorus*, fue la mejor representada en cuanto a su cobertura relativa en el BDF Cajaravillas y *Schoenoplectus americanus*, en el Chubichaminí (Tabla 1). Se tratan de hierbas perennes con suficiente altura para que la parte superior de la planta permanezca siempre fuera del agua, además están provistas de rizomas firmes que impiden que se desarraiguen fácilmente. Estas especies, en estos BDF,

fueron acompañadas por otras capaces de tolerar suelos con un contenido de humedad más variable. Entre estas últimas, las más representativas fueron, *Mikania periplocifolia*, *Panicum gounii* y *Setaria parviflora* (Tabla 1), que también son hierbas perennes rizomatosas comunes en estos tipos de suelos de la región. En tanto, en los BDF del Gato y Carnaval, la mayor cobertura de especies obligadas correspondió a *Schoenoplectus americanus*, *Polygonum*

Tabla 2. Especies registradas en los bañados de desborde fluvial Carnaval y del Gato, ubicados en un área periurbana, ordenadas de manera decreciente en función de su presencia a lo largo de las transectas, indicando la cobertura relativa (CR), tolerancia a la inundación (TI); se indica con un (*) la presencia de las mismas en el margen derecho (MD), zona fluvial (ZF) y margen izquierdo (MI) de cada BDF. Referencias: OBL, hidrófitas obligadas de humedales; FACH, hidrófitas facultativas de humedales; FAC, hidrófitas facultativas propiamente dichas y T, especies terrestres.

Table 2. Species registered in the riverine wetland Carnaval and del Gato, a peri-urban area, ordered in decreasing order according to their presence along the transects, indicating the relative coverage value (CR), flood tolerance (TI) of each of the species. In addition, their presence is indicated with (*) on the right margin (MD), fluvial zone (ZF) and left margin (MI) of each wetland. References: OBL, obligate hydrophytes of wetlands; FACH, facultative hydrophytes of wetlands; FAC, facultative hydrophytes proper and T, terrestrial species.

BDF CARNAVAL					
Especies	MD	ZF	MI	CR	TI
<i>Typha latifolia</i> L.	*	*	*	6,1	OBL
<i>Schoenoplectus americanus</i> (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller		*	*	8,2	OBL
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. & Arn.) DC.		*	*	8,2	OBL
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.		*	*	5,4	OBL
<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.	*		*	16	FACH
<i>Dipsacus sativus</i> (L.) Honck.	*		*	12	T
<i>Chenopodium album</i> L.	*		*	8,2	T
<i>Galega officinalis</i> L.	*		*	7,5	FACH
<i>Solanum</i> sp. 1	*		*	7,5	FAC
<i>Polygonum punctatum</i> Elliot	*		*	2	OBL
<i>Symphyotrichum squamatum</i> (Spreng.) G.L. Nesom	*		*	1,4	T
<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc.	*		*	1,4	OBL
<i>Glycine max</i> (L.) Merr	*			4,1	T
Poaceae sp. 1	*			4,1	FAC
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	*			0,7	FACH
<i>Jarava</i> sp. 1	*			0,7	T
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth). P.H. Raven	*			0,7	OBL
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist		*		4,1	T
<i>Verbena bonariensis</i> L.			*	1,4	FAC
BDF DEL GATO					
<i>Polygonum punctatum</i> Elliot	*	*	*	17	OBL
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	*	*	*	8,1	OBL
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.		*	*	2,3	OBL
<i>Galega officinalis</i> L.	*		*	20	FACH
<i>Dipsacus sativus</i> (L.) Honck.	*		*	6,4	T
<i>Leersia hexandra</i> Sw.	*		*	5,8	OBL
Apiaceae sp. 1	*		*	4,1	T
<i>Trifolium repens</i> L.			*	5,3	T
<i>Centaurea jacea</i> L.			*	1,7	T
<i>Cyperus</i> sp. 1			*	0,6	T
<i>Typha latifolia</i> L.		*		11	OBL
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth). P.H. Raven		*		8,1	OBL
<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schldtl.		*		7	OBL
<i>Egeria densa</i> Planch.		*		2,3	OBL
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	*			0,6	FAC

punctatum, *Gymnocoronis spilanthoides*, *Alternanthera philoxeroides*, *Ludwigia peploides*, *Typha latifolia* y entre las especies de hidrófitas facultativas, *Galega officinalis* y *Vigna luteola* (Tabla 2). Cabe señalar que estos últimos BDF, se observó comparativamente la mayor cobertura relativa de especies terrestres, entre el 18-30%.

DISCUSIÓN

Los ensamblajes identificados en este estudio permitieron reconocer de qué manera los diferentes usos del suelo influyen en las características de estos. En tal sentido, los BDF ubicados en la zona periurbana y expuestos a la agricultura se observó que, comparativamente, las coberturas relativas de las especies de hidrófitas obligadas de humedales más las hidrófitas facultativas fue menor, y que las especies terrestres obtuvieron una mayor representatividad de su cobertura relativa que la hallada en los BDF ubicados en las zonas rurales. Mientras que, en estos últimos humedales persiste la vinculación con el agua subterránea, en los ubicados en el área periurbana, esta conectividad se ha perdido y la permanencia del agua en estos BDF es controlada por las precipitaciones, la escorrentía por riego y las aguas residuales de las poblaciones locales. Esto conlleva a una mayor variabilidad hidrológica, causada principalmente por los cambios en la relación agua superficial-agua subterránea, que ha sido modificada negativamente en las últimas décadas como consecuencia de la explotación excesiva de los acuíferos (Kruse *et al.*, 2003; Rodrigues Capítulo *et al.*, en prensa). Por otra parte, el avance de la agricultura constituye otra amenaza en estos humedales, que se manifiesta por la presencia de plantas pertenecientes a los cultivos integrando los ensamblajes naturales. Un ejemplo de estos se observó en el BDF Carnaval, en cuyos márgenes se practica el cultivo de soja (*Glycine max*). También en este humedal, se observó la menor representatividad de formas de vida de plantas vasculares estrictamente acuáticas, representada en este caso sólo por *Ludwigia peploides*, una planta arraigada con hojas flotantes. En tanto, en los restantes

humedales, se identificaron otras formas de vida, como las arraigadas totalmente sumergidas (*Myriophyllum aquaticum* y *Egeria densa*), y las flotantes libres (*Azolla filiculoides*). Las plantas vasculares acuáticas cumplen un papel importante en la estructuración del hábitat en los sistemas lóticos pampeanos, ya que favorecen la disminución de la velocidad de la corriente, facilitan la sedimentación de las partículas y brindan amplias superficies con una variada arquitectura vegetal para ser colonizadas por los organismos. Esto favorece una notable complejidad espacial que es aprovechada por la biota que los habita (Di Giorgi *et al.*, 2005; Facelli Fernández y Zilli, 2019). La permanencia del agua ha sido señalada por Gómez *et al.* (en prensa) como un modulador de la biodiversidad de los bañados de desborde fluvial. Este factor favorece una mayor diversidad de hábitats, muchos de los cuales son proporcionados por las plantas vasculares acuáticas y palustres. Tal es así, que para los BDF Chubichaminí y Cajaravillas se reportaron mayores valores de diversidad de aves, peces, macroinvertebrados y microorganismos que en los BDF del Gato y Carnaval, hecho que coincide con el índice de diversidad de Shannon & Weaver (H') calculado para las plantas vasculares que habitan en cada uno de estos BDF. Sin embargo, cabe señalar que, en los primeros, expuestos a la ganadería extensiva, no están exentos de la amenaza que significa el pisoteo y el ramoneo del ganado, reconocidos como acciones que afectan negativamente la cobertura vegetal de los humedales (Taboada *et al.*, 1999). Por otra parte, observaciones realizadas por Zanotti y Gómez (2019) en estos humedales, revelaron una mayor proporción de especies hemicriptófitas, representadas por plantas herbáceas cuyas yemas de recambio se localizan en superficie del suelo o inmediatamente por debajo, lo cual es reconocido como una ventaja frente al impacto que ejerce la ganadería (Hauenstein *et al.*, 2002).

Pese a la presión ejercida por el hombre en los BDF analizados, en este estudio, los ubicados en zonas rurales conservan un mejor estado de conservación, ya que fue hallado un mayor porcentaje de especies nativas,

incluso endémicas, que los ubicados en zonas periurbanas (Zanotti y Gómez, 2019). Esto pone en relevancia la importancia de adoptar medidas de conservación y recuperación de estos ambientes.

Entre las consecuencias de los usos del suelo en las cuencas donde se localizan los BDF estudiados, se reconoce la contaminación del agua por agroquímicos (Mac Loughlin *et al.*, 2017, Rimoldi *et al.*, 2018). Considerando la composición de los ensambles de las plantas vasculares hallada en este estudio, es posible reconocer especies reportadas en la bibliografía como fitoremediadoras, que podrían ser empleadas en los procesos de recuperación de los bañados más afectados por la actividad antrópica. Entre ellas, *Schoenoplectus americanus*, es señalada como eficiente en la absorción de zinc, el cual es un metal pesado utilizado frecuentemente para la fertilización de los cultivos (Arreghini *et al.*, 2006). Otras especies como *Alternanthera philoxeroides*, *Azolla filiculoides*, *Bacopa monnieri*, *Myriophyllum aquaticum*, *Polygonum punctatum*, *Sagittaria montevidensis* y *Schoenoplectus californicus*, halladas en los bañados estudiados, han sido utilizadas en este tipo de experiencias (Arreghini *et al.*, 2001; de Cabo *et al.*, 2019; Gujarathi *et al.*, 2005; Gómez *et al.*, 2015; Naqvi & Rizvi, 2000; Romero Núñez *et al.*, 2011; Sela *et al.*, 1989; Sinha, 1999; Sood *et al.*, 2012). Por lo tanto, es posible disponer de un conjunto de especies nativas en estos ambientes para implementar medidas correctivas en bañados que requieran rehabilitación o restauración contribuyendo así a mejorar la calidad del agua de los sistemas fluviales. Estudios recientes con *Ludwigia peploides*, también dan cuenta del éxito de esta planta en experiencias de trasplantes, para mejorar rápidamente el hábitat de arroyos intervenidos por dragados (Paz *et al.*, 2018).

En cuanto a la conservación de estos ambientes, también sería importante promover bancos de semillas de plantas vasculares que habitan en estos humedales, ya que han sido una herramienta útil en los programas de restauración de comunidades vegetales en ambientes estacionalmente inundados (Liu *et al.*, 2005; Espeland *et al.*, 2010), sencillamente porque presentan estrategias adaptativas como lo es la producción de semillas capaces de sobrevivir enterradas en los sedimentos y

mantenerse latentes hasta que las condiciones ambientales sean propicias para su germinación (Leck, 2003). Por otro lado, el conocimiento de la riqueza y la abundancia del banco de semillas permite predecir que especies de plantas nativas colonizarán el sitio, si el ambiente se perturba o si las condiciones hidrológicas se modifican (Cronk & Fennessy, 2001).

Finalmente, considerando que las observaciones expuestas en este trabajo corresponden a un muestreo estival, es necesario intensificar estos estudios recolectando información de otros periodos estacionales, bajo diferentes condiciones hidrológicas y ampliando el área de estudio. Este abordaje permitirá contar con una base de datos más amplia, como así también, profundizar aspectos vinculados a la estructura y funcionalidad de los ensambles de la vegetación que habitan estos humedales. Esto favorecerá reconocer estrategias de manejo para la conservación y rehabilitación, y también delimitar estos humedales, evitando el avance de la urbanización y las prácticas agrícolas en zonas no aptas para tales fines.

AGRADECIMIENTOS

A Roberto Jensen por la ayuda en la planificación y realización de los muestreos de la vegetación. Este trabajo es la contribución científica número 1184 del Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet". Los estudios fueron financiados por el proyecto de la ANPCyT -PICT-2015-1342; PI-UE (CONICET) 22920160100049CO2015.

REFERENCIAS

- Arreghini, S., de Cabo, L., Iorio, A. F., Rendina, A. & Bonetto, C. (2001).** Effects of Zinc on the growth of Bulrush (*Schoenoplectus californicus*) and its distribution between different sediment fractions. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67, 264-270. <https://doi.org/10.1007/s001280119>
- Arreghini, S., de Cabo, L. & Iorio, A. F. (2006).** Phytoremediation of two types of sediment contaminated with Zn by *Schoenoplectus americanus*. *International Journal of Phytoremediation*, 8(3), 223-232. <https://doi.org/10.1080/15226510600846764>

- Braun-Blanquet, J. (1979).** *Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: H. Blume.
- Cabrera, A. L. y Zardini, E. M. (1993).** *Manual de la Flora de los alrededores de Buenos Aires*. Buenos Aires: ACME.
- Casco, L., Basterra de Chiozzi, C. y Neiff, J. J. (2005).** La vegetación como indicador de la Geomorfología Fluvial. *Revista Brasileira de Geomorfología*, 6(1), 123-136. <https://doi.org/10.20502/rbg.v6i1.46>
- Cowardin, L. M. & Golet, F. C. (1995).** US Fish and Wildlife Service 1979 wetland classification: a review. *Vegetatio* 118(1-2), 139-152. <https://doi.org/10.1007/BF00045196>
- Cowardin, L. M., Carter, V., Golet, F. C. & LaRoe, E. T. (1979).** *Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the US*. Washington, D.C., U.S: Editorial Fish and Wildlife Service.
- Cronk, J. K. & Fennessy, M. S. (2001).** *Wetland plants: biology and ecology*. Boca Ratón: CRC Press.
- de Cabo, L. I., Faggi, A., Miguel, S. y Basílico, G. (2019).** Rehabilitación de las riberas de un sitio de la cuenca baja del río Matanza-Riachuelo. *Biología acuática*, 33, 1-14. <https://doi.org/10.24215/16684869e005>
- Den Hartog, C. & Segal, S. (1964).** A new classification of the water plant communities. *Acta Botanica Neerlandica* 13(3), 367-393. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1964.tb00163.x>
- Di Giorgi, A., Feijoó, C. y Tell, G. (2005).** Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14, 1699-1718. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0694-z>
- Espeland, E. K., Perkins, L. B. & Leger, E. A. (2010).** Comparison of seed bank estimation techniques using six weed species in two soil types. *Rangeland Ecology and Management*, 63, 243-247. <https://doi.org/10.2111/REM-D-09-00109.1>
- Facelli Fernández, F. y Zilli, F. (2019).** Relación entre los atributos de ensamblajes pleustónicos y la complejidad de hábitat generada por macrófitas en el río Paraná Medio. *Biología Acuática*, 33, 1-12. <https://doi.org/10.24215/16684869e004>
- Flora Argentina (2020).** <http://www.floraargentina.edu.ar/> (Acceso 6 Marzo 2020).
- Gómez, B., Rodríguez Salemi, V., El Kassisse, Y., Gómez, C. y de Cabo, L. (2015).** Evaluación de la tolerancia y remoción de Cromo (VI) en tres especies de macrófitas flotantes. *AIDIS*, 127, 22-26.
- Gómez, N., Siri, A., Rodrigues Capítulo, L., Alcalde, L., Jensen, R. F., Colautti, D. C., Rodrigues Capítulo, A. Donato, M., Álvarez, M. F., García de Souza, J. R., Bauer, D. E., Maroñas, M., Altieri, P., Armendáriz, L. C., Benítez, H. H., Cassano, M. J., Cortese, B., Di Giorgi, H. D., Donadelli, J. L., Nicolosi Gelis, M. M., García, I. D., Maiztegui, T., Paracampo, A. H., Sánchez, R. M. & Semeñiuk, M. B.** Consequences of urban and agricultural advance on the biodiversity of small riverine wetlands in Pampean plain. (en prensa).
- Gregg, W. W. & Rose, F. L. (1985).** Influences of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams. *Hydrobiologia*, 128(1), 45-56. <https://doi.org/10.1007/BF00008939>
- Grenouillet, G., Pont, D. & Seip, K. L. (2002).** Abundance and species richness as a function of food resources and vegetation structure: juvenile fish assemblages in rivers. *Ecography*, 25, 641-650. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250601.x>
- Gujarathi, N., Haney, B., & Linden, J. (2005).** Phytoremediation potential of *Myriophyllum aquaticum* and *Pistia stratiotes* to modify antibiotic growth promoters, tetracycline, and oxytetracycline, in aqueous wastewater systems. *International journal of phytoremediation*, 7, 99-112. <https://doi.org/10.1080/16226510590950405>
- Hauenstein, E., Gonzáles, M., Peña-Cortés, F. y Muñoz-Pedrerros, A. (2002).** Clasificación y caracterización de los humedales de la costa de Tolten (IX Region, Chile). *Gayana, Botánica*, 59(2), 87-100. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432002000200006>
- Hernández, M. E. (2010).** Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de

metano. *Terra Latinoamericana*, 28(2), 139-147.

Keddy, P. A. (2010). *Wetland ecology: principles and conservation*. 2 ed. Cambridge: Cambridge University Press.

Kollmann, J. & Fischer, A. (2003). Vegetation as indicator for habitat quality. *Basic and Applied Ecology*, 4, 489. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00209>

Kruse, E., Laurencena, P., Deluchi, M., Varela, L., Albina, L. y Rosales, E. (2003). Relación Hidroquímica Superficial – Subterránea en Cuencas de Llanura. Noreste de la Provincia de Buenos Aires. *III Congreso de Hidrogeología. I Seminario Hispano – Latinoamericano sobre temas actuales de la Hidrología subterránea* 2: 461-471.

Lansac-Tôha, F. A, Velho, L. F. M. & Bonecker, C. C. (2003). Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zoo-planctônica. In: Thomaz, S. M. & Bini, L. M. (Eds.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas* (pp. 231-242). Brasil: Universidade Estadual de Maringá.

Leck, M. A. (2003). Seed-bank and vegetation development in a created tidal freshwater wetland of the Delaware River, Trenton, New Jersey, USA. *Wetlands*, 23, 310-343. <https://doi.org/10.1672/9-20>

Liu, G.-H., Zhou, J., Li, W. & Cheng, Y. (2005). The seed bank in a subtropical freshwater marsh: implications for wetland restoration. *Aquatic Botany*, 81, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.07.001>

Matteucci, S. D. y Morello, J. (2009). Environmental consequences of exurban expansion in an agricultural area: the case of the Argentinian Pampas ecoregion. *Urban Ecosystems*, 12(3), 287-310. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0093-z>

Mac Loughlin, T. M., Peluso, L. & Marino, D. J. (2017). Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina. *Science of the Total Environment*, 598, 572-580. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.116>

Menone, M. L. (2005). Encubridoras por naturaleza: las plantas acuáticas ocultan secretos de la contaminación. *Ciencia e Investigación*, 65(2), 5-13.

Miretzky, P., Saralegui, A. & Cirelli, A. F. (2004). Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, 57(8), 997-1005. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.07.024>

Möller, P. (2011). Las franjas de vegetación ribereña y su función de amortiguamiento, una consideración importante para la conservación de humedales. *Gestión ambiental*, 21, 96-106.

Moreno-Casola, P. y López Rosas, H. (2009). Muestreo y análisis de la vegetación de humedales. En: Moreno-Casola, P. y Warner, B. (Eds.). *Breviario para describir, observar y manejar humedales* (pp. 145-167). Veracruz: US Fish and Wildlife Service.

Naqvi, S. M., & Rizvi, S. A. (2000). Accumulation of chromium and copper in three different soils and bioaccumulation in an aquatic plant, *Alternanthera philoxeroides*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 65(1), 55-61. <https://doi.org/10.1007/s001280000094>

Paz, L. E., Nicolosi Gelis, M. M., Licursi, M., Gómez, N. & Rodríguez Capítulo, A. (2018). Use of native macrophytes for recovery of the habitat structure and complexity of a lowland stream affected by river engineering works: implications for management. *River research and applications*, 34, 575-585. <https://doi.org/10.1002/rra.3280>

Peng, K., Luo, C., Lou, L., Li, X. & Shen, Z. (2007). Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaiianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 392(1), 22-29. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.11.032>

Rimoldi, F., Peluso, L., Rossini, G. B., Ronco, A. E. & Demetrio, P. M. (2018). Multidisciplinary approach to a study of water and bottom sediment quality of streams associated with mixed land uses: Case study Del Gato Stream, La Plata (Argentina). *Ecological Indicators*, 89, 188-198. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.063>

- Rodrigues Capitulo L., Kruse, E. y Gómez, N.** Los bañados de desborde fluvial: una mirada desde la geohidrología. *Biología Acuática* (en prensa).
- Romero Núñez, S. E., Marrugo-Negrete, J. L., Arians-Rios, J. E., Hernan, R., Maine, M. A. (2011).** Hg, Cu, Pb, Cd, and Zn accumulation in macrophytes growing in Tropical Wetlands. *Water Air Soil Pollution*, 216, 361-373. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0538-2>
- Rosa, M., Prado, F., Hilal, M., Pagano, E., & Prado, C. (2014).** Phytoremediation: strategies of Argentinean plants against stress by heavy metals. In: *Bioremediation in Latin America* (pp. 123-134). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-05738-5_7
- San Martín, C., Ramírez, C. y Álvarez, M. (2003).** Macrófitos como bioindicadores: una propuesta metodológica para caracterizar ambientes dulciacuícolas. *Revista Geográfica de Valparaíso*, 34, 243-253.
- Sela, M., Garty, J. & Tel-Or, E. (1989).** The accumulation and the effect of heavy metals on the water fern *Azolla filiculoides*. *New Phytologist*, 12(1), 7-12. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1989.tb00302.x>
- Shannon, C. E. & Weaver, W. (1949).** *The mathematical theory of communication*. Urbana: University Illinois Press, IL.
- Sinha, S. (1999).** Accumulation of Cu, Cd, Cr, Mn and Pb from artificially contaminated soil by *Bacopa monnieri*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 57(3), 253-264. <https://doi.org/10.1023/A:1006091215529>
- Skinner, K., Wright, N. & Porter-Goff, E. (2007).** Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. *Environmental Pollution*, 145(1), 234-237. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.017>
- Sood, A., Uniyal, P. L., Prasanna, R., & Ahluwalia, A. S. (2012).** Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, *Azolla*. *Ambio*, 41(2), 122-137. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0159-z>
- Taboada, M. A., Lavado, R. S., Svartz, H. & Segat, A. M. (1999).** Structural stability changes in a grazed grassland natraquoll of the flooding Pampa (Argentina). *Wetlands*, 19(1), 50-55. <https://doi.org/10.1007/BF03161732>
- Thomaz, S.M. & Cunha, E. R. (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(2), 218-236. <https://doi.org/10.4322/actalb.02202011>
- Thomaz, S. M., Esteves, F. A., Murphy, K. J., Dos Santos, A. M., Caliman, A. & Guariento, R. D. (2009).** Aquatic macrophytes in the tropics: ecology of populations and communities, impacts of invasions and human use. In: Del Claro, K., Oliveira, P.S. & Rico-Gray, V. (Eds.). *Tropical Biology and Conservation Management, Vol. IV* (pp. 27-60). Oxford: Eolss. Press.
- Tiner, R. W. (2016).** *Wetland indicators. A guide to wetland formation, identification, delineation, classification, and mapping*. Boca Raton, CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315374710>
- Zanotti, C. A. y Gómez, N. (2019).** Caracterización de bañados de desborde fluvial a partir de inventarios florísticos. En: Cortelezzi, A., Entraigas, I., Grosman, F. y Masson, I. (Eds). *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos* (pp. 116-118). Azul: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.