

2018, Volumen 3, Número 2: 296-308

Macrófitas acuáticas vasculares del sistema de drenaje del Alto Valle de Río Negro, Patagonia (Argentina)

A.I. Jocou¹, C. Fernández² y R. Gandullo²

¹Becario EVC-CIN. Departamento de Biología Aplicada. Fac. Cs. Agrarias, Universidad Nacional del Comahue, Argentina.
adrieljocou@gmail.com.ar

²Departamento de Biología Aplicada. Fac. Cs. Agrarias, Universidad Nacional del Comahue, Argentina.
cristinaf.faca@gmail.com / rgandullo@yahoo.com.ar



Macrófitas acuáticas vasculares del sistema de drenaje del Alto Valle de Río Negro, Patagonia (Argentina)

A.I. Jocou¹; C. Fernández² y R. Gandullo²

¹Becario EVC-CIN. Departamento de Biología Aplicada. Fac. Cs. Agrarias, Universidad Nacional del Comahue, Argentina. adrieljocou@gmail.com.ar

²Departamento de Biología Aplicada. Fac. Cs. Agrarias, Universidad Nacional del Comahue, Argentina. cristinaf.faca@gmail.com / rgandullo@yahoo.com.ar

RESUMEN. El presente trabajo tuvo como objetivo identificar la composición florística del sistema de drenaje en el Alto Valle de Río Negro y comprender aspectos taxonómicos y biológicos. El listado florístico se obtuvo de 150 censos de vegetación (Braun-Blanquet, 1979) cuyas especies se registraron con valores de cobertura. Las macrófitas acuáticas vasculares se clasificaron según Sculthorpe (1967) y Schmidt-Mumm (1998). Los desagües fueron catalogados en rurales y urbanos según su ubicación y el origen de sus efluentes. Se evaluaron las diferencias florísticas de cada ambiente por medio de la diversidad α -calculada través de la riqueza (S)-, índice de Shannon (H), índice de equidad de Pielou (J), valor de importancia por especie y diversidad β a través del índice de similitud de Sørensen. El catálogo florístico exhibe 45 especies distribuidas en 32 géneros correspondientes a 23 familias, de las cuales las más representativas son Poaceae, Cyperaceae y Typhaceae. Se amplía el área de distribución de ocho especies para la provincia de Río Negro. Predominan las plantas de ciclo perenne, hábito herbáceo, tipo emergente y biotipo helophyta (82%). El mayor valor de importancia en los ambientes urbanos corresponde a *Stuckenia pectinata*, mientras que en los rurales a *Nasturtium officinale* y *Azolla filiculoides*. Esta investigación presenta información de base para estudios posteriores sobre el potencial bioindicador y fitorremediador de las macrófitas acuáticas vasculares del sistema de drenaje.

Palabras clave: Desagües, Flora acuática, Riqueza, Similitud florística, Valor de importancia

ABSTRACT. Aquatic vascular macrophytes from the drainage system of the Alto Valle de Río Negro, Patagonia (Argentina). The aim of this work was to characterize the floristic composition of the drainage system in the Upper Valley of Rio Negro and to record taxonomic and biological aspects. The floristic listing was obtained from 150 vegetation censuses (Braun-Blanquet, 1979) which recorded species with coverage values. The aquatic vascular macrophytes surveyed were classified according to Sculthorpe (1967) and Schmidt-Mumm (1998). Drainage channels were classified as 'rural' and 'urban' according to their location and the origin of their effluents. Floristic and ecological differences between environments were evaluated by means of the α -diversity –calculated through richness (S)-, Shannon index (H), Pielou's evenness index (J), value of importance per species and β -diversity through the Sørensen similarity index. The floristic catalog includes 45 species distributed in

32 genera corresponding to 23 families, the most representative of which are Poaceae, Cyperaceae and Typhaceae. The distribution area of eight species for Río Negro province is extended. Plants with perennial cycles, herbaceous habit, emerging type and helophytic biotype (82%) are predominant. In urban environments *Stuckenia pectinata* reaches the highest value of importance, while *Nasturtium officinale* and *Azolla filiculoides* are dominant in rural environments. This work lays the groundwork of basic information for further studies on the potential of aquatic vascular macrophytes as bioindicators and phytoremediators in this drainage system.

Key words: *Aquatic flora, Drainage channels, Floristic similarity, Importance value, Richness*

RESUMO. Macrófitas acuáticas vasculares del sistema de drenaje del Alto Vale del Río Negro, Patagônia (Argentina). O objetivo deste trabalho foi identificar a composição florística do sistema de drenagem no Alto Vale do Rio Negro e compreender aspectos taxonômicos e biológicos. A listagem florística foi obtida a partir de 150 censos de vegetação (Braun-Blanquet, 1979) cujas espécies foram registradas com valores de cobertura. As macrófitas acuáticas vasculares foram classificadas de acordo com Sculthorpe (1967) e Schmidt-Mumm (1998). Os deságues foram catalogados como áreas rurais e urbanas de acordo com sua localização e a origem de seus efluentes. Foram avaliadas as diferenças florísticas de cada ambiente por meio de diversidade α - calculada através da riqueza (S) -, índice de Shannon (H), índice de equidade de Pielou (J), valor de importância por espécie e diversidade β através do índice de similaridade de Sørensen. O catálogo florístico apresenta 45 espécies distribuídas em 32 gêneros correspondentes a 23 famílias, das quais as mais representativas são Poaceae, Cyperaceae e Typhaceae. A área de distribuição de oito espécies é estendida para a província de Rio Negro. Predominam as plantas de ciclo perene, hábito herbáceo, tipo emergente e biotipo de helófito (82%). O maior valor de importância nos ambientes urbanos corresponde a *Stuckenia pectinata*, enquanto nas áreas rurais a *Nasturtium officinale* e *Azolla filiculoides*. Esta pesquisa apresenta informações básicas para estudos adicionais sobre o potencial bioindicador e fitorremediador das macrófitas acuáticas vasculares do sistema de drenagem.

Palavras-chave: *Deságues, Flora acuática, Riqueza, Similaridade florística, Valor de importância*

Introducción

El Alto Valle de Río Negro (Argentina) posee una economía basada en la agricultura relacionada a la producción y procesamiento de frutas, donde el sistema de riego y drenaje constituye la infraestructura hidráulica más importante. Según el último Censo Agropecuario Rionegrino (CAR, 2005), el sistema de riego está constituido por canales jerarquizados de primero, segundo y tercer orden, con una extensión aproximada de 1.977 km. Por su parte, el sistema de drenaje está conformado por más de 500 km de canales colectores categorizados según su función. Estos colectores tienen como finalidad el control de la posición de la capa freática, evitar riesgos de salinización de suelos y captar los excedentes de riego del área frutícola, además de actuar como deságues pluviales de las principales ciudades del Alto Valle. De esta manera se denominan ‘drenajes’ cuando captan el agua de infiltración y ‘deságues’ cuando captan el agua de escorrentía superficial.

El avance de la urbanización provocó una superposición de las funciones de ambos tipos de canales colectores, situación que dificulta muchas veces su correcta distinción. Por lo tanto, el saber popular unifica ambas denominaciones y las designan indiferentemente como “deságues”, los cuales quedaron incluidos tanto en ambientes rurales como en urbanos de la mayoría de las localidades del Alto Valle.

Según Lozeco (2014) los principales residuos aportados al sistema de drenaje del Alto Valle proceden de las actividades agropecuarias (ambientes rurales), industrial y doméstica (ambientes urbanos, que incluye las descargas clandestinas). Los mismos, constituyen una potencial fuente contaminante del ambiente acuático por un desmedido aporte de materia orgánica y ocasionan cambios en la diversidad y abundancia de la biota (Fontúrbel Rada, 2003, 2005; Quirós *et al.*, 2006). Las nuevas condiciones ambientales en estos ecosistemas inducen al proceso de eutrofización y el desarrollo de una vegetación característica, principalmente de hábito herbáceo. Se observan cambios en la composición florística de la vegetación emplazada en estos ambientes en función de la respuesta específica a la carga de nutrientes (Demars & Edwards, 2007) integrada principalmente por macrófitas acuáticas vasculares.

El término “macrófitas acuáticas” presenta diversas definiciones (Rial, 2003). Sin embargo, todas coinciden en que son plantas que desarrollan la totalidad de su ciclo biológico, o al menos parte importante del mismo, en ambientes con agua libre o suelos sobresaturados. Numerosos autores restringen esta categoría a plantas vasculares, mientras que otros la hacen extensiva a varios géneros de algas y briófitos (García Murillo *et al.*, 2009). Por otra parte, existen diversas propuestas de clasificación biológica para este grupo de plantas, como la de Sculthorpe (1967) y la planteada por Schmidt-Mumm (1998).

La presencia de las macrófitas acuáticas posee un doble rol en los sistemas palustres y lacustres. Son beneficiosas desde el punto de vista de los servicios ecosistémicos y perjudiciales al actuar como malezas en los ambientes disturbados a causa de las actividades antrópicas (Acosta-Arce & Agüero-Alvarado, 2006; Hussner *et al.*, 2017).

La diversidad de especies de la flora acuática asociada a cuerpos de agua de origen antrópico ha sido poco explorada para la región del Alto Valle. Conticello *et al.* (2002) indicaron ocho especies asociadas a canales de riego en el Alto Valle de Río Negro. Bezic *et al.* (2004) citan para el Embalse Casa de Piedra a *Stuckenia pectinata* (L.) Börner Colla y *Zannichellia palustris* L. Otros trabajos se realizaron en el sistema de riego y drenaje del Valle Inferior del Río Colorado, en el área de CORFO, y abarcan la problemática de las macrófitas principalmente como malezas y las diversas técnicas de control de las mismas (Cazzaniga, 1981; Fernández *et al.*, 1987; Fernández *et al.*, 1998; Sidorkewicz *et al.*, 1998; Bentivegna *et al.*, 2005).

La naturaleza eutrófica que posee el sistema de drenaje del Alto Valle sumado al carácter bioindicador y fitorremediador de ciertas macrófitas acuáticas (Kiersch *et al.*, 2004; Hauenstein, 2006) establecen un nivel prioritario para investigar la flora de estos ambientes.

El presente trabajo tiene como objetivo conocer la flora de macrófitas acuáticas vasculares del sistema de drenaje del Alto Valle de Río Negro y comprender aspectos taxonómicos y biológicos.

Metodología

Área de estudio

El estudio se realizó en 88 desagües pertenecientes al sistema de drenaje del Alto Valle de Río Negro, ubicado entre los 66°45' E y 68°30' E y los 38°30' S y 39°5' S con un área de 652 km² (figura 1). Se recurrió a los mapas del sistema de drenaje de Lozeco (2014) y los provistos por los consorcios de riego. Estos desagües se caracterizan por ser ambientes dulceacuícolas lóticos de aguas someras, no estar impermeabilizados, cuyas dimensiones no superar los 3 metros de profundidad y un ancho que oscila entre los 2 y 5 metros. La disponibilidad de agua está condicionada a la funcionalidad del sistema de riego desde principios de septiembre a mayo. En los meses restantes se suspende el riego para tareas de mantenimiento en la red de riego y drenaje. Los desagües alojan comunidades vegetales

acuáticas en forma continua o interrumpida, tanto temporal como espacialmente de acuerdo a la disponibilidad de agua.

El crecimiento de macrófitas acuáticas vasculares y la acumulación de residuos sólidos en el sistema de drenaje ocasionan obstrucciones que afectan la correcta circulación del agua. Esto exige tareas de limpieza para mantener la capacidad de conducción del sistema.

El clima del Alto Valle se caracteriza por ser árido y templado frío (Peri, 2004). La precipitación media anual es de 200 mm y la evapotranspiración media anual de 800 mm. La temperatura media anual es de 14°C, la máxima media anual de 30.8°C y la mínima media anual de 0,3°C (Lozeco, 2014). Estas condiciones implican que la producción agrícola del valle necesite del riego para compensar el déficit hídrico de los cultivos.

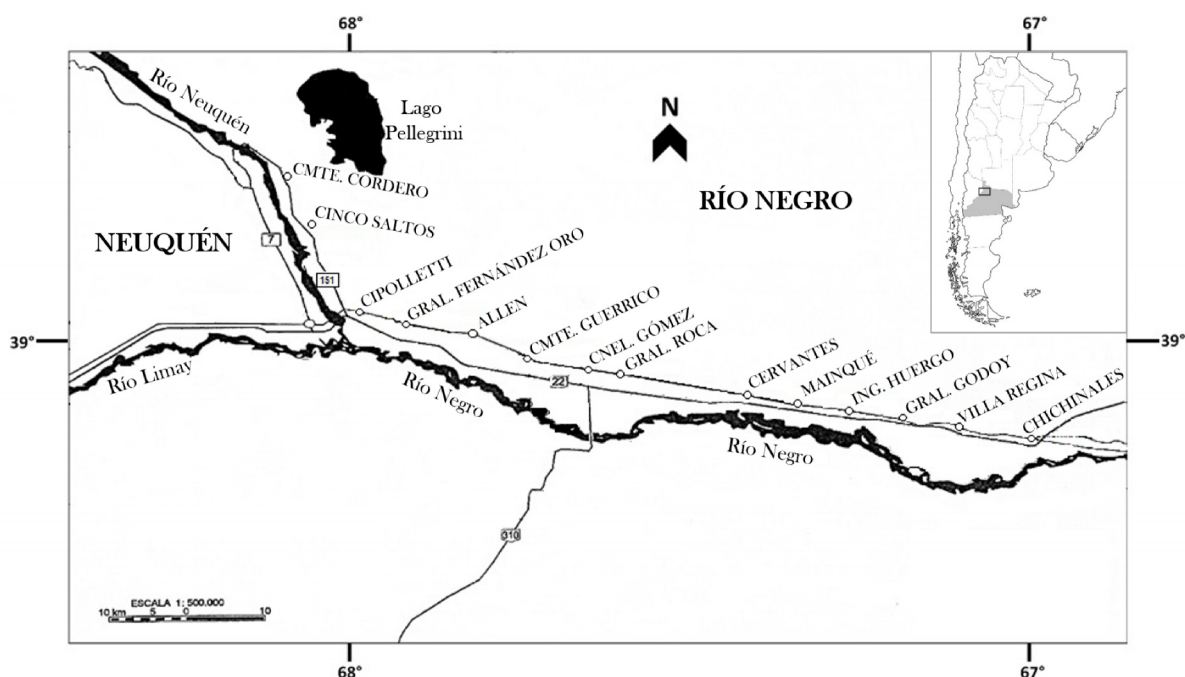


Figura 1. Mapa de las localidades que componen al Alto Valle de Río Negro (Patagonia, Argentina).

Flora

El listado florístico del sistema de drenaje del Alto Valle de Río Negro se obtuvo de 150 censos de vegetación (Braun-Blanquet, 1979) cuyas especies se registraron con valores de cobertura. Los sitios de muestreos fueron seleccionados de acuerdo a su homogeneidad florística, fisonómica y ecológica (Roig, 1973), en superficies superiores al área mínima (Knapp, 1984) de 5 m².

El material colectado se herborizó e identificó taxonómicamente por medio de Flora Patagónica (Correa, 1969-1999), Flora Argentina (Flora Argentina, 2017) y publicaciones de Cabrera (1968), Sosa *et al.* (2004) y Resquín Romero *et al.* (2011).

Para cada especie se indicó el origen geográfico (exótico/nativo), ciclo y hábito de crecimiento según Flora Argentina (2017). El material colectado se cotejó con el depositado en el Herbario de "Agronomía Región Comahue" (ARC) y se ingresaron los especímenes de las nuevas citas.

Se utilizó el término macrófitas acuáticas para referirse a toda planta perceptible a simple vista que habitan aguas dulces o salobres, cuyos órganos fotosintéticos se encuentren parcial o totalmente sumergido en todo el ciclo o parte de él (Irgang & Gastal Junior, 1996). Se decidió tomar sólo las plantas vasculares y extender la definición para incluir a las especies que viven en la base del talud de los desagües, cerca del agua.

Se utilizaron las clasificaciones de Sculthorpe (1967) y Schmidt-Mumm (1998), para distinguir los tipos biológicos de macrófitas del sistema de drenaje.

Comparación entre ambientes rurales y urbanos

Para evaluar las diferencias florísticas, los desagües fueron clasificados según su ubicación y origen de sus efluentes. Los desagües ubicados en las zonas productivas y cuya principal función es captar los excedentes de agua provenientes de las actividades agropecuarias se denominaron ‘desagües rurales’. Mientras que los ubicados en zonas urbanizadas y cuyos efluentes eran producto de las actividades industriales y domésticas se consideraron ‘desagües urbanos’. Se evaluó la diversidad β por el índice de similitud de Sørensen y en cada ambiente la diversidad α a través de la riqueza (S), índice de Shannon (H), equidad de Pielou (J) y valor de importancia (De Sena Kafer *et al.* 2011) que permitió caracterizar objetivamente ambos ambientes de acuerdo a la fórmula:

$$VI = \frac{Cr + Fr}{2} \times 100$$

Donde:

VI = valor de importancia (valores entre 0-100%).

Cr = Cobertura relativa (Cobertura de la especie $i/\sum C$ de toda las especies).

Fr = Frecuencia relativa (Frecuencia de la especie $i/\sum F$ de toda las especies).

Resultados

Flora

En la Tabla 1 se observa un total de 31 especies, 4 subespecies, 7 variedades, 1 forma, 1 híbrido y 1 notomorfa (definida como un segregado genético en una población híbrida, Font Quer, 2001), distribuidas en 32 géneros y 23 familias. El 100% correspondieron a plantas herbáceas, donde el 82% es perenne, el 16% anual y el 2% bienal. El 62% fueron nativas, mientras que el 38% restante perteneció a exóticas. Las familias mejor representadas fueron Poaceae con 13% (6 especies), Cyperaceae con 11% (5 especies) y Typhaceae con 9% (4 especies).

Tabla 1. Listado florístico de las macrófitas acuáticas vasculares del sistema de drenaje del Alto Valle de Río Negro, caracterizadas en base a la duración de vida, hábito, origen geográfico, clasificación de Sculthorpe (1967), clasificación de Schmidt-Mumm (1988) y grupo taxonómico.

FAMILIA/Especie	DV	HC	Origen geográfico	Sc	SM	GT
AZOLLACEAE						
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	A	H	N	F	Acropleustophyta	Pt
ALISMATACEAE						
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	P	H	Ex	E	Helophyta	M
AMARANTHACEAE						
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb. f. <i>angustifolia</i>	P	H	N	E	Helophyta	D
APIACEAE						
<i>Apium graveolens</i> L.	B	H	Ex	E	Helophyta	D
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f.	P	H	N	E	Helophyta	D
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	P	H	N	E	Helophyta	D
ARACEAE						
<i>Lemna gibba</i> L.	A	H	Ex	F	Acropleustophyta	M
<i>Wolffiella oblonga</i> (Phil.) Hegelm.	P	H	N	F	Mesopleustophyta	M

ASTERACEAE							
<i>Baccharis juncea</i> (Lehm.) Desf.	P	H	N	E	Helophyta	D	
BORAGINACEAE							
<i>Myosotis scorpioides</i> L.	P	H	Ex	E	Helophyta	D	
BRASSICACEAE							
<i>Nasturtium officinale</i> W.T. Aiton	P	H	Ex	E	Helophyta	D	
CERATOPHYLLACEAE							
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	P	H	N	S	Haptophyta	D	
CYPERACEAE							
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla ssp. <i>paludosus</i> (A. Nelson) T. Koyama A. St.-Hil.	P	H	N	E	Helophyta	M	
<i>Cyperus eragrostis</i> Lam. var. <i>eragrostis</i>	P	H	N	E	Helophyta	M	
<i>Schoenoplectus californicus</i> (S.A. Mey) Soják var. <i>californicus</i>	P	H	N	E	Helophyta	M	
<i>Schoenoplectus pungens</i> (Vahl.) Palla	P	H	N	E	Helophyta	M	
<i>Cyperus odoratus</i> L.	P	H	N	E	Helophyta	M	
HALORAGACEAE							
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	P	H	N	S	Vittata	D	
HYDROCHARITACEAE							
<i>Elodea callitrichoides</i> (Rich.) Casp.	P	H	N	S	Vittata	M	
IRIDACEAE							
<i>Iris pseudacorus</i> L.	P	H	Ex	E	Helophyta	M	
JUNCACEAE							
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	P	H	N	E	Helophyta	M	
LAMIACEAE							
<i>Mentha spicata</i> L.	P	H	Ex	E	Helophyta	D	
<i>Mentha x piperita</i> L.	P	H	Ex	E	Helophyta	D	
<i>Mentha x piperita</i> L. nm. <i>citrate</i> (Ehrh.) Briq	P	H	Ex	E	Helophyta	D	
ONAGRACEAE							
<i>Epilobium ciliatum</i> Raf. ssp. <i>ciliatum</i>	P	H	N	E	Helophyta	D	
<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Greuter & Burdet ssp. <i>hexapetala</i> (Hook. & Arn.) G.L. Nesom & Kartesz Phil.	P	H	N	E	Helophyta	D	
PLANTAGINACEAE							
<i>Plantago australis</i> Lam. ssp. <i>australis</i> Phil.	P	H	N	E	Helophyta	D	
<i>Plantago major</i> L.	P	H	Ex	E	Helophyta	D	
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	A	H	N	E	Helophyta	D	
POACEAE							
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beau. var. <i>crus-galli</i>	A	H	Ex	E	Helophyta	M	
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beau. var. <i>mitis</i> (Pursh.) Peterm.	A	H	N	E	Helophyta	M	
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	P	H	N	E	Helophyta	M	
<i>Polypogon elongatus</i> Kunh var. <i>elongatus</i> Phil.	P	H	N	E	Helophyta	M	
<i>Polypogon monspeliensis</i> (L.) Desf.	A	H	Ex	E	Helophyta	M	
<i>Polypogon viridis</i> (Gouan) Breistr.	P	H	Ex	E	Helophyta	M	
POLYGONACEAE							
<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	P	H	Ex	E	Helophyta	D	
<i>Polygonum persicaria</i> L.	A	H	Ex	E	Helophyta	D	
POTAMOGETONACEAE							
<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Börner Colla	P	H	N	S	Vittata	M	
<i>Potamogeton illinoensis</i> Morong Phil.	P	H	N	S	Vittata	M	
RANUNCULACEAE							
<i>Halerpestes cymbalaria</i> (Pursh) Greene	P	H	N	E	Helophyta	D	
TYPHACEAE							
<i>Typha angustifolia</i> L.	P	H	Ex	E	Helophyta	M	
<i>Typha domingensis</i> Pers.	P	H	N	E	Helophyta	M	
<i>Typha latifolia</i> L.	P	H	Ex	E	Helophyta	M	
<i>Typha subulata</i> Crespo & R.L. Pérez-Mor.	P	H	N	E	Helophyta	M	
VERBENACEAE							
<i>Verbena litoralis</i> Kunth var. <i>litoralis</i>	P	H	N	E	Helophyta	D	

Referencias. Duración de vida (DV): A (anual), B (bianaual), P (perenne). Hábito (Ha): H (herbáceo). Origen geográfico: Ex (exótica), N (nativa). Clasificación de Sculthorpe, 1967 (Sc): F (flotante), S (sumergida), E (emergente). Clasificación de Schmidt-Mumm, 1988 (SM). Grupo Taxonómico (GT): M (monocotiledónea), D (dicotiledónea), Pt (pteridófito).

La flora macrofítica vascular (figura 2), fue representada a nivel de especie por 98% de espermatófitas y 2% de pteridófitas con una única especie, *Azolla filiculoides*. Las espermatófitas

constituyeron el 95% de las familias y el 97% de los géneros. La mayor proporción de familias (56%) y de géneros (50%) perteneció a dicotiledóneas mientras que a nivel de especies predominaron las monocotiledóneas (51%).

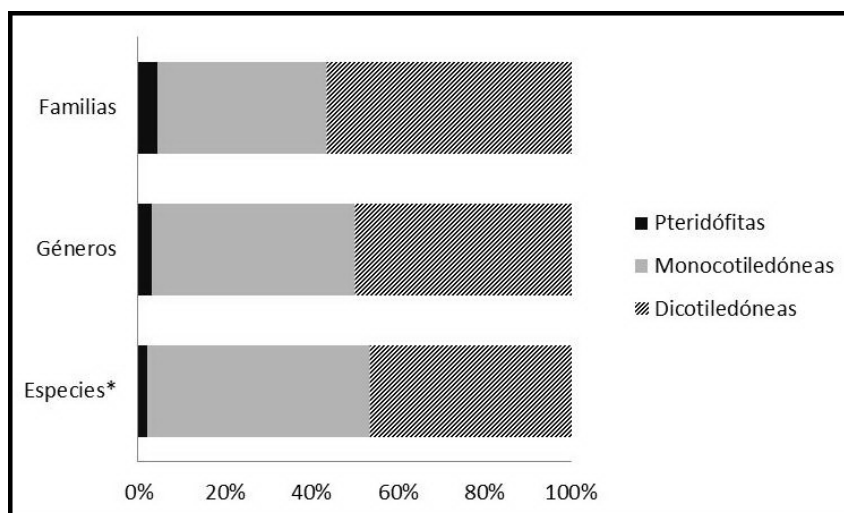


Figura 2. Porcentajes de las familias, géneros y especies de pteridófitas, monocotiledóneas y dicotiledóneas de las macrófitas acuáticas vasculares del Alto Valle de Río Negro. El asterisco indica que en caso de existir más de una categoría infraespecífica para una especie en particular, son consideradas de forma individual.

La frecuencia de géneros por familia, evidenciaron que 16 familias fueron representadas por un solo género, 5 familias por 2 géneros y 2 familias por 3 géneros. La frecuencia entre 1 a 3 especies por familia fue la dominante, donde 13 familias tenían 1 sola especie, 4 familias poseían 2 especies y 3 familias incluían 3 especies. Por último, sólo 3 familias presentaron 4, 5 y 6 especies cada una.

Se destacó la presencia de ocho especies que no se encuentran citadas por la web de Flora Argentina para la Provincia de Río Negro:

Alternanthera philoxeroides f. *angustifolia*. Si bien en los censos relevados apareció en baja frecuencia y alta cobertura, logró adaptarse a las condiciones ecológicas de los desagües y establecerse. En el Alto Valle aún no se evidencian inconvenientes con esta especie, pero se advierte que en otros lugares del mundo y en diversas provincias de Argentina se comporta como maleza problemática (Okada *et al.*, 1985; Lal & Sah, 1990; Julien & Chan, 1992; Vogt *et al.*, 1992; Alonso & Okada, 1996; Sosa *et al.*, 2004).

Apium graveolens. Especie hortícola cultivada en la zona de estudio que se adaptó y naturalizó adecuadamente a las condiciones ecológicas de los desagües, lo que implica que presenta feralidad (Gressel, 2005). Suele hallarse frecuentemente en la base del talud de los desagües.

Myriophyllum aquaticum. Mencionado por Arriberé *et al.* (2003) para el Alto Valle de Río Negro. En desagües con bajo caudal, emiten abundantes cantidad de hojas aéreas y puede alcanzar hasta un 80% de cobertura. En el Alto Valle no se ha registrado la fase sexual por lo que su reproducción sería agámica.

Iris pseudacorus. Especie originaria de Europa y citada solo para las provincias de Buenos Aires y Entre Ríos. Ampliamente difundida en el delta del Paraná y ribera platense gracias a sus semillas flotantes (Cabrera, 1968). En la zona de estudio forma grandes matas cespitosas aisladas. Al ser una especie de carácter ornamental (Könemann, 1999) puede considerarse que ha sido introducida con ese propósito en la zona y ha conformado poblaciones ferales.

Mentha x piperita nm. *citrata*. Se caracteriza por su típico aroma a citral. Se encuentra en la mayoría de las localidades del Alto Valle pero con baja cobertura. Crece tanto en el agua como en el talud de los desagües, donde disminuye considerablemente el desarrollo de las hojas.

Typha latifolia. Su presencia es ocasional y forma comunidades densas con coberturas de hasta 70%, característica que coincide con Cabrera (1968). En estado de fructificación presenta espigas femeninas de color castaño oscuro y raquis secundarios filiformes.

Hydrocotyle bonariensis. Es de amplia distribución, con presencia esporádica y muy baja densidad.

Cyperus odoratus. Descripta en ocasiones como especie perenne de vida corta o anual y muy variable. En los ambientes donde fue colectada se presentó con ciclo perenne.

En la figura 3 se observa la distribución porcentual de los biotipos correspondiente a las clasificaciones de Sculthorpe (1967) y Schmidt-Mumm (1998). Mediante la primera clasificación se obtuvo que el 7% eran flotantes, 11% sumergidas y 82% emergentes. Por su parte, la clasificación de Schmidt-Mumm (1998) arrojó que el 82% fueron helophyta, 9% vittata, 5% acropleustophyta, 2% mesopleustophyta y 2% haptophyta. Esta distribución porcentual implica que en los desagües del Alto Valle de Río Negro predominan las macrófitas acuáticas vasculares que toman el CO₂ de la atmósfera, se encuentran enraizadas al sustrato y poseen todas sus partes fotosintéticas/reproductivas fuera del agua.

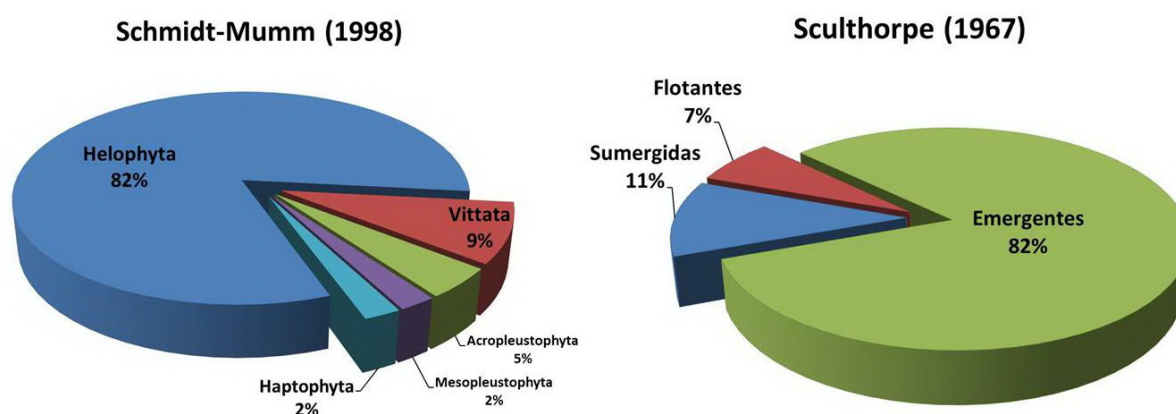


Figura 3. Distribución porcentual de los biotipos de las macrófitas acuáticas del Alto Valle de Río Negro correspondientes a las clasificaciones de Sculthorpe (1967) y Schmidt-Mumm (1988).

Comparación entre ambientes rurales y urbanos

En función de la Tabla 2, el análisis de los ambientes rurales y urbanos evidenció diferencias en la diversidad α . El hábitat con mayor riqueza fue el rural, con 28 especies, mientras que el urbano presentó 20 especies. La diversidad β de 0,63 evidenció una alta similitud florística y un total de 15 especies que se encuentran compartidas en ambos ambientes. Las especies exclusivas de los ambientes rurales fueron *Elodea callitrichoides*, *Typha angustifolia*, *Typha subulata*, *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Myriophyllum aquaticum*, *Juncus microcephalus*, *Wolffiella oblonga*, *Iris pseudacorus*, *Verbena litoralis* var. *litoralis*, *Halerpestes cymbalaria*, *Alisma plantago-aquatica* y *Polypogon elongatus* var. *elongatus*, en orden decreciente de valor de importancia. En el mismo sentido las especies exclusivas de los desagües urbanos fueron *Schoenoplectus pungens*, *Polygonum lapathifolium*, *Alternanthera philoxeroides* f. *angustifolia*, *Echinochloa crus-galli* var. *mitis* y *Potamogeton illinoensis*. Se observa que el índice de diversidad de Shannon (H) fue mayor en el ambiente rural (2,5) respecto al urbano (2,07), mientras que la equidad (J) fue similar para ambos casos.

En el ambiente rural la especie que tuvo mayor valor de importancia fue *Nasturtium officinale* (12,88%), en el ambiente urbano se encontró para *Stuckenia pectinata* con un 21,05 % mientras que en los ambientes rurales se presentó con un 7,38 %, es decir que una misma especie posee distinto

posicionamiento jerárquico en cada ecosistema. En segundo lugar se encuentra *Azolla filiculoides* con valores similares entre ambos ambientes. En los desagües rurales las especies principales, *Nasturtium officinale* y *Azolla filiculoides*, presentaron similitud en el valor de importancia. Por el contrario, en los ambientes urbanos se observó una marcada abundancia de una sola especie, *Stuckenia pectinata*.

Tabla 2. Análisis ecológico de los desagües urbanos y rurales del Alto Valle de Río Negro caracterizados en base a la Riqueza, Índice de Shannon, Equidad, Índice de Sørensen, sumatoria del valor de importancia de especies exóticas y especies anuales, valor de importancia por especie.

Urbano		Rural	
Sorensen= 0,63			
Riqueza (S)	20	Riqueza (S)	28
Índice de Shannon (H)	2.07	Índice de Shannon (H)	2.5
Equidad (J)	0.7474	Equidad (J)	0.7503
∑VI (%) especies exóticas	18.37	∑VI (%) especies exóticas	33.36
∑VI (%) especies anuales	26.72	∑VI (%) especies anuales	20.36
Especie	VI%	Especie	VI%
<i>Stuckenia pectinata</i> *	21.05	<i>Nasturtium officinale</i> *	12.88
<i>Azolla filiculoides</i> *	15.61	<i>Azolla filiculoides</i> *	12.72
<i>Typha domingensis</i> *	15.13	<i>Typha domingensis</i> *	8.72
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> *	10.17	<i>Elodea callitrichoides</i>	8.68
<i>Nasturtium officinale</i> *	8.53	<i>Typha angustifolia</i>	8.65
<i>Lemna gibba</i> *	8.20	<i>Stuckenia pectinata</i> *	7.38
<i>Ludwigia grandiflora</i> ssp. <i>hexapetala</i> *	7.50	<i>Typha subulata</i>	7.01
<i>Bolboschoenus maritimus</i> ssp. <i>paludosus</i> *	3.30	<i>Typha latifolia</i>	5.35
<i>Schoenoplectus californicus</i> *	1.37	<i>Lemna gibba</i> *	4.78
<i>Schoenoplectus pungens</i>	1.29	<i>Phragmites australis</i>	4.69
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> *	1.28	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	3.86
<i>Baccharis juncea</i> *	0.91	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> *	2.29
<i>Polygonum lapathifolium</i>	0.82	<i>Baccharis juncea</i> *	1.82
<i>Polypogon monspeliensis</i> *	0.82	<i>Bolboschoenus maritimus</i> ssp. <i>paludosus</i> *	1.74
<i>Alternanthera philoxeroides</i> f. <i>angustifolia</i>	0.73	<i>Ludwigia grandiflora</i> ssp. <i>hexapetala</i> *	1.58
<i>Cyperus eragrostis</i> var. <i>eragrostis</i> *	0.73	<i>Schoenoplectus californicus</i> *	0.86
<i>Echinochloa crus-galli</i> var. <i>mitis</i>	0.64	<i>Juncus microcephalus</i>	0.64
<i>Epilobium ciliatum</i> ssp. <i>ciliatum</i> *	0.64	<i>Wolffiella oblonga</i>	0.63
<i>Plantago australis</i> ssp. <i>australis</i> *	0.64	<i>Plantago australis</i> ssp. <i>australis</i> *	0.58
<i>Potamogeton illinoensis</i>	0.64	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> *	0.58
		<i>Iris pseudacorus</i>	0.58
		<i>Verbena litoralis</i> var. <i>litoralis</i>	0.58
		<i>Polypogon monspeliensis</i> *	0.57
		<i>Halerpestes cymbalaria</i>	0.57
		<i>Epilobium ciliatum</i> ssp. <i>ciliatum</i> *	0.57
		<i>Cyperus eragrostis</i> var. <i>eragrostis</i> *	0.57
		<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0.57
		<i>Polypogon elongatus</i> var. <i>elongatus</i>	0.57

Referencias. ∑VI (%) = sumatoria del valor de importancia en porcentaje. VI% = valor de importancia en porcentaje. Las especies señaladas con asterisco (*) son aquellas compartidas por ambos ambientes.

La sumatoria del valor importancia de cada una de las especies exóticas del sistema rural es aproximadamente el doble que en los ambientes urbanos (33,36 % y 18,37 % respectivamente). Se evidenció que las especies anuales en el sistema urbano (26,72 %) fueron de mayor importancia respecto al rural (20,36 %).

Discusión y conclusión

En este estudio las familias mejor representadas a nivel de especie pertenecen al grupo de las monocotiledóneas, sin embargo el mayor número de familias correspondió a las dicotiledóneas. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Schmidt-Mumm (1998) sobre vegetación acuática y palustre, donde las dicotiledóneas componen la mayoría de las familias y géneros mientras que a nivel de especie dominan las monocotiledóneas. Por su parte, San Martín *et al.* (2011) en Chile y De Sena Kafer (2011) en Brasil, arriban a los mismos resultados y concluyen que estas diferencias podrían deberse a la capacidad adaptativa a estos ambientes por medio de la reproducción asexual o abundante producción de semillas, como así también el ciclo perenne de la gran mayoría de las especies de monocotiledóneas. En este sentido Betria (1973) señala que la dominancia de monocotiledóneas a nivel de especies se debe al sistema de ramificación subterráneo complejo y extendido, integrado por rizomas que amplía su distribución en el medio que habitan (Hauser, 1962). La propagación vegetativa de las especies con sistema caulinar subterráneo es importante, especialmente en la dispersión y ocupación del espacio (Sculthorpe, 1967). A su vez Schmid & Harper (1985) plantean que el tipo de crecimiento del rizoma incide sobre su propagación, donde los de crecimiento definido poseen una menor habilidad competitiva con respecto a los de crecimiento indefinido. La dominancia de las especies de ciclo perenne sobre las de ciclo anual, según lo planteado por Cronk & Fennessy (2001) podría estar relacionado con la capacidad de reproducción asexual, lo cual soslaya la fase de adaptación a la que debe recurrir una plántula (reproducción sexual) para establecerse en el lugar. Por lo tanto, cuando los propágulos compiten con las semillas y plántulas por el espacio a colonizar, dominan aquellas que menos adaptación necesitan.

El número elevado y predominante obtenido de macrófitas correspondientes al biotipo helophyta y equivalente a emergentes, es concordante con los estudios Schmidt-Mumm (1998). Este hecho podría explicarse por la habilidad competitiva de este biotipo para captar la luz solar antes de alcanzar la superficie del agua y disminuir las posibilidades de crecimiento del biotipo sumergido (Cronk & Fennessy, 2001). Ambas clasificaciones han demostrado ser adecuadas a la hora de describir los biotipos de macrófitas debido a la información válida y económica que brindan.

La similitud florística entre los ambientes urbanos y rurales (0,63) manifiesta que gran parte de las especies (15) que habitan estos cursos de agua artificiales poseen un comportamiento eurioico. Éste hecho es coincidente con Espinoza-Bretado & Nívar (2005), quienes argumentan que la similitud florística se debe a la presencia de especies que poseen atributos de plasticidad y capacidad de adaptación. Sin embargo, estos ambientes presentan ciertas diferencias asociadas a sus características ecológicas (Leal-Pinedo & Linares-Palomino, 2005) debido a que el índice de similitud de Sørensen fue distinto a 1. Por consiguiente, es necesario destacar y avanzar en el estudio de aquellas especies exclusivas de cada ecosistema que, por su menor plasticidad y capacidad de adaptación, serían potencialmente bioindicadoras a la hora de comprender la dinámica de cada ambiente.

Algunos autores (Fontúrbel Rada, 2003, 2005; Quirós *et al.*, 2006), indican que la composición florística puede verse modificada por la eutrofización. Este proceso está fomentado por las actividades de la urbanización e industrialización (Kemka *et al.* 2006; Thornton & Nduku, 1982) que provocan una disminución en la riqueza y diversidad de los desagües urbanos comparados con los rurales. Esto se relaciona a las crecientes actividades socioeconómicas que se desarrollan en las ciudades del Alto Valle.

La periodicidad de limpieza de los desagües de ambos ambientes está reflejada por el valor de importancia de las especies. Es decir, que la mayor frecuencia de limpieza en los ambientes urbanos dificulta el establecimiento del biotipo emergente y promueve el crecimiento y desarrollo del biotipo sumergido, como *Stuckenia pectinata*, debido a que es el más afectado por el factor lumínico (Cronk & Fennessy, 2001). Con el mismo criterio, la eliminación de la vegetación genera la posibilidad de

invasión por parte de nuevas malezas por la supresión de la competencia (Cazzaniga, 1981; Hussner, 2017). En este sentido, Dall'Armellina *et al.* (1996), destacan que *Potamogeton illinoensis* constituye un serio problema en los canales de riego del Valle Inferior de Río Negro, por tal motivo se debería prestar atención a la presencia de esta especie como potencial maleza de los desagües del Alto Valle. Por otro lado, la menor periodicidad de limpieza en ambientes rurales favorece el establecimiento de especies emergentes y flotantes, confirmado por los valores de importancia de *Nasturtium officinale* y *Azolla filiculoides*.

Otro aspecto que sobresale es la mayor importancia de especies de ciclo anual en el ecosistema urbano, situación razonable por la mayor frecuencia de labores de limpieza realizadas durante toda la temporada de crecimiento que promueven la germinación y desarrollo de dichas especies. Los aspectos antes mencionados implicarían una mayor alteración del sistema e interrupción de las etapas sucesionales, lo cual conduciría a un aumento del valor de importancia de aquellas especies ruderales, principalmente de ciclo anual y con alta producción de semillas (Grime, 1977).

Por ser el Alto Valle una zona con alto crecimiento poblacional y aumento de la contaminación del agua, los resultados obtenidos brindan una valiosa información de base que permitiría realizar estudios posteriores sobre el carácter bioindicador o fitorremediador de las macrófitas acuáticas vasculares.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Dr. Gabellone y al revisor anónimo por sus aportes y sugerencias que mejoraron la calidad del manuscrito.

Bibliografía

- Acosta-Arce, L. & Agüero-Alvarado, R. (2006) Malezas acuáticas como componentes del ecosistema. *Agronomía Mesoamericana*, 17(2), pp. 213-218.
- Alonso, S.I. & Okada, K. A. (1996) Capacidad de propagación vegetativa de *Alternanthera philoxeroides* en suelos agrícolas. *Ecología Austral* 6, pp. 9-16.
- Arriberé, M.A., Guevara, S.R., Sánchez, R.S., Gil, M.I., Ross, G.R., Daurade, L.E. & Kestelman, A.J. (2003) Heavy metals in the vicinity of a chlor-alkalifactory in the upper Negro River ecosystem, Northern Patagonia, Argentina. *Science of the total environment*, 301(1), pp. 187-203.
- Bentivegna, D. J. & Fernandez, O. A. (2005). Factors affecting the efficacy of acrolein in irrigation channels in southern Argentina. *Weed research*, 45(4), pp. 296-302.
- Betria, A.I. 1973. Biología del ciperó (*Cyperus rotundus* L.). *Revista de la Facultad de Agronomía de La Plata*, 3a. época, 49, pp. 181-199.
- Bezić, C., Dall'Armellina, A., Horne, F., Gajardo, O., Avilés, L. & Cañón, S. (2004) Distribución y abundancia de macrófitas sumergidas en el embalse de Casa de Piedra. *Pilquen* 6, pp. 1-7.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Blume. Madrid. 820 pps.
- Cabrera, A.L. (1968) *Flora de la Provincia de Buenos Aires*. Tomo IV. Parte I: Pteridófitas, Gimnospermas y Monocotiledóneas (excepto Gramíneas). Colección Científica INTA. Buenos Aires. 623 pp.
- CAR (Censo de Agricultura bajo Riego) (2005) Secretaría de Estado de Fruticultura. Ministerio de Economía. Río Negro. Argentina, pp. 5-18.
- Cazzaniga, N. J. (1981) Evaluación preliminar de un gasterópodo para el control de malezas acuáticas sumergidas. *CIC, II Reunión sobre Malezas Subacuáticas en Canales de Desagüe de CORFO*, pp. 131-165.

- Corticello, L., Cerazo, B. & Bustamante, A. (2002) Dinámica de comunidades hidrófilas asociadas a canales de riego en el Alto Valle de Río Negro (Argentina). *Gayana. Botánica* 59(1): 13-20.
- Correa, M.N (ed.). (1969-1999). *Flora Patagónica*. Colección Científica. INTA. Buenos Aires, 8. Argentina.
- Cronk, J.K. & Fennessy, M.S. (2001) *Wetland plants: biology and ecology*. Lewis Publishers. USA. 462 pp.
- Dall'Armellina, A., Bezic, C.R. & Gajardo, O.A. (1996) Propagation and mechanical control of *Potamogeton illinoensis* Morong in irrigation canals in Argentina. *Journal of Aquatic Plant Management* 34, pp. 12-14.
- De Sena Kafer, D., Colares, I.G. & Heffler, S.M. (2011) Composição florística e fitossociologia de macrófitas aquáticas em um banhado continental em Rio Grande, RS, Brasil. *Rodriguésia* 62(4), pp. 835-846.
- Demars, B. O. & Edwards, A. C. (2007) Tissue nutrient concentrations in freshwater aquatic macrophytes: high inter-taxon differences and low phenotypic response to nutrient supply. *Freshwater Biology* 52(11), pp. 2073-2086.
- Espinoza-Bretado, R. & Návar, J. (2005) Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del nordeste de México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 11(1), pp. 25-31.
- Fernández, O. A., Irigoyen, J. H., Sabbatini, M. R. & Bredan, R. E. (1987) Aquatic plant management in drainage canals of southern Argentina. *Journal of Aquatic Plant Management* 25, pp. 65-67.
- Fernández, O. A., Murphy, K. J., Sabbatini, M. R., Lazzari, M. A., Domaniewski, J. C. J. & Irigoyen, J. H. (1998) Interrelationships of fish and channel environmental conditions with aquatic macrophytes in an Argentine irrigation system. *Hydrobiologia*, 380(1), pp. 15-25.
- Flora Argentina, (2017) Flora Argentina: Plantas Vasculares de la República Argentina. Disponible en: www.floraargentina.edu.ar [Consulta: 7-VIII-2017].
- Font Quer, P. (2001) *Diccionario de botánica*. Ediciones Península. Madrid. 1244 pp.
- Fontúrbel Rada, F. (2003) Algunos criterios biológicos sobre el proceso de eutrofización a orillas de seis localidades del lago Titikaka. *Ecología Aplicada* 2(1), pp. 75-79.
- Fontúrbel Rada, F. 2005. Indicadores físicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del Lago Titikaka (Bolivia). *Ecología aplicada* 4(1-2): 135-141.
- García Murillo, P.; Fernández Zamudio, R. & Cirujano Bracamonte, S. (2009) *Habitantes del agua. Macrófitas*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Agencia Andaluza del agua. Sevilla. 285 pp.
- Gressel, J. (2005) Introduction: The Challenges of Fertility. En: Gressel, J. (ed.): *Crop fertility and volunteerism: A threat to food security in the transgenic Era.*, pp. 1-17, Boca Raton, Florida, USA.
- Grime, J. P. (1977) Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist* 111(982), pp. 1169-1194.
- Hauenstein, E. (2006) Visión sinóptica de los macrófitos dulceacuícolas de Chile. *Gayana* 70(1), pp. 16-23.
- Hauser, E.W. (1962) Development of purple nutsedge under field conditions. *Weeds* 10(4), pp. 315-321.
- 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. & Hofstra, D. (2017) Management and control methods of invasive alien freshwater aquatic plants: a review. *Aquatic Botany* 136, pp.112-137.
- Irgang, B.E. & Gastal Jr, C.V.S. (1996) *Plantas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul*. UFRGS. Porto Alegre. 290 pp.
- Julien, M.H. & Chan, R.R. (1992) Biological control of alligator weed: unsuccessful attempts to control terrestrial growth using the flea beetle *Disonychia argentinensis* [Col.: Chrysomelidae]. *BioControl* 37(2), pp. 215-221.
- Kemka, N., Njiné, T., Togouet, S. H. Z., Menbohan, S. F., Nola, M., Monkiedje, A. & Compère, P. (2006) Eutrophication of lakes in urbanized areas: The case of Yaounde Municipal Lake in Cameroon, Central Africa. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 11(1), pp. 47-55.
- Kiersch, B., Mühleck, R. & Gunkel, G. (2004) Las macrófitas de algunos lagos alto-andinos del Ecuador y su bajo potencial como bioindicadores de eutrofización. *Revista de biología tropical* 52(4), pp. 829-837.

- Knapp R. (1984) *Sampling methods and taxon analysis in vegetation science*. Dr. W. Junk Publisher. La Haya. 370 pp.
- Könemann, T. (1999) *Botanica*. Gordon Cheers Publication. Hong Kong. 1020 pp.
- Lal, C. & Sah, M. (1990) Range extension of three exotic aquatic macrophytes in north India. *Journal of the Bombay Natural History Society* 87(3), pp. 469
- Leal-Pinedo, J. M., & Linares-Palomino, R. (2005) Los bosques secos de la reserva de biosfera del noroeste (Perú): diversidad arbórea y estado de conservación/The dry forests of the Biosphere Reserve of Northwestern (Peru): Tree diversity and conservation status. *Caldasia* 27(2), pp.195-211.
- Lozeco, C.V. (2014) Desarrollo de un esquema de gestión integrada para los colectores de drenaje de la ciudad de Cipolletti (Río Negro, Argentina). Tesis de Mestría. Universidad Nacional del Litoral, 223 pp.
- Okada, K.A., Alonso, S.I. & Rodriguez, R.H. (1985) Un citotipo hexaploide de *Alternanthera philoxeroides* como nueva maleza en el partido de Balcarce, provincia de Buenos Aires. *RIA* 20(2), pp. 37-53.
- Peri, G. (2004) *La agricultura irrigada en Río Negro y su contribución al desarrollo regional*. World Bank. Buenos Aires. 109 pp.
- Quirós, R., Boveri, M. B., Petracchi, C. A., Rennella, A. M., Rosso, J. J., Sosnovsky, A. & von Bernard, H. T. (2006) Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. *Eutrofização na America do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gestão*. Rede EUTROSUL, PROSU. São Carlos, Brasil.
- Resquin Romero, G.A, Degen de Arrúa, R., Delmás de Rojas, C. & Macchi Leite, G. (2011) Las especies de *Mentha* L. cultivadas en Paraguay. *Rojasiana* 10(1), pp. 77-91.
- Rial, A. (2003) El concepto de planta acuática en un humedal de los Llanos de Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales* 155, pp. 119-132.
- Roig, F. A. (1973) El cuadro fitosociológico en el estudio de la vegetación. *Deserta* 4, pp. 45-67.
- Sáiz, F. (1980) Experiencias en el uso de criterios de similitud en el estudio de comunidades. *Archivos de Biología y Medicina Experimental* 13(14), pp. 387-402.
- San Martín, C., Pérez, Y., Montenegro, D. & Álvarez, M. (2011) Diversidad, hábito y hábitat de Macrófitos acuáticos en la Patagonia occidental (Región de Aisén, Chile). *Anales del Instituto de la Patagonia* 39(1), pp. 23-4.
- Schmid, B. & Harper J.L. (1985) Clonal growth in grassland perennials. I. Density and pattern dependent competition between plants with different growth forms. *Journal of Ecology* 73, pp. 793-808.
- Schmidt-Mumm, U. (1998) Vegetación acuática y palustre de la sabana de Bogotá y plano del río Ubaté: ecología y taxonomía de la flora acuática y semiacuática. Tesis de Magister. Universidad Nacional de Colombia, 181 pp.
- Sculthorpe, C.D. (1967) *The Biology of Aquatic Vascular Plants*. Edward Arnold Publishers. UK. 610 pp.
- Sidorkewicj, N. S., Cazorla, A. L., Murphy, K. J., Sabbatini, M. R., Fernandez, O. A. & Domaniewski, J. C. J. (1998) Interaction of common carp with aquatic weeds in Argentine drainage channels. *Journal of Aquatic Plant Management* 36, pp. 5-10.
- Sosa, A.J., Julien, M.H. & Cordo, H.A. (2004) New research on *Alternanthera philoxeroides* (alligator weed) in its South American natively range. *Actas XI International Symposium on Biological Control of Weeds* p. 180.
- Thornton, J. A. & Nduku, W. K. (1982) Water chemistry and nutrient budgets. En Thornton, J. A. & Nduku, W. K. (eds.) *Lake Mcllwaine*, pp. 43-59. Springer, Dordrecht.
- Vogt, G. B., Quimby, P. C., & Kay, S. H. (1992) Effects of weather on the biological control of alligatorweed in the lower Mississippi Valley region, 1973-83. *Technical bulletin/United States Department of Agriculture (USA)* N° 1766.