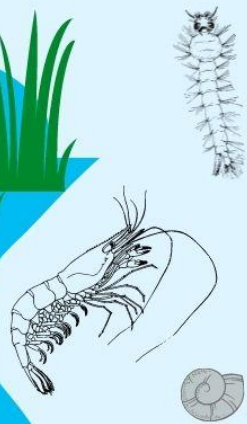


**“AMORTIGUACIÓN DE METALES PESADOS EN MACRÓFITAS Y
SEDIMENTOS COMO SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE BAÑADOS
DE DESBORDE FLUVIAL.
SU EVALUACIÓN MEDIANTE ÍNDICES BIÓTICOS CON
MACROINVERTEBRADOS.”**

**Trabajo de tesis para
optar al título de Doctora
en Ciencias Naturales**



Lic. Bianca Cortese

**Director: Dr. Alberto
Rodrigues Capítulo**

2021



**Facultad de Ciencias Naturales y Museo
Universidad Nacional de La Plata**

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo de tesis involucra a muchas personas y fue creado durante muchos años de mi vida, a través de los cuales atravesé distintas etapas. Espere mucho tiempo para escribir y honrar esta sección ya que es inmenso el agradecimiento que tengo hacia todas esas personas. Desde distintas formas participaron haciendo su aporte y colaborando en el cierre de esta etapa de mi vida profesional, la que seguramente abrirá otras nuevas.

Quiero agradecerle profundamente a mi familia materna y paterna, por su soporte emocional, por su curiosidad y acompañamiento en la investigación, y por su amor incondicional. Gracias mamá, papá, abuelas, hermano, primas, tios, tías, Inés, María y Gonzalo.

También quiero agradecerle a mi otra familia, mi familia de Esquel, con la que compartí las últimas etapas de este trabajo de tesis. Gracias Nati, Agus, Luz y Riti por la escucha y comprensión de cada alti-bajo emocional y por las risas y aventuras cordilleranas. Gracias a mi compañero Gastón, por estar siempre predispuesto a darme su opinión sobre gráficos y textos, por ayudarme a mejorarlos y crearlos, gracias por tu compañerismo y amor.

Muchas gracias Alberto por ser mi director de tesis, por acompañarme incesantemente a todos los muestreos y por evacuarme dudas cada vez que lo necesité.

A mis compañeros y compañeras del ILPLA, con los que viví muchas experiencias, desde salidas de campo, almuerzos en el comedor o en algún lugar afuera, horas y horas en el laboratorio, festejos de cumpleaños, despedidas, etc. Gracias a mis compas del laboratorio de Bentos: Guri, Pau, Caro, Lau, Kari, Sabri, Anita y Pacha. Gracias a mis compas del laboratorio de Plancton y Biofilm: Ro, Mechi, Joaco, Santi, Belu y Delia. A maxi del Labo de Química por la buena onda en esas horas y horas midiendo metales. Gracias a mis compas del Laboratorio de Microbiología: Jime, Rami, Hugo, Ale y Jorge, siempre bien

predispuestos a darme agua diosinada a cada rato. A Palito por su compañía en la intensa búsqueda de bañados y aún mas intensas salidas de campo.

A quienes colaboraron en la identificación exhaustiva de dípteros, quironómidos, oligoquetos, odonatos y ostrácodos. Muchas gracias Raúl Campos, Augusto Siri, Ludmila Rodriguez Catanzaro, Juan Pablo Zanotto, Laura Armendariz, Alberto Rodrigues Capítulo y Analía Díaz.

¡Muchas Gracias a Nora Gómez y a todo el resto del Instituto por tanto!

Un especial muchas gracias al Área de Extensión y Comunicación del ILPLA. Fue una experiencia super enriquecedora para mi vida profesional y de la que espero sigan saliendo propuestas increíbles.

A los directivos, compañeros y compañeras del CIEMEP, quienes me abrieron las puertas e integraron en seguida que llegue a Esquel. Eterno agradecimiento a Marta Grech que en plena pandemia me ayudó con la estadística y a Luis Epele por ser incondicional en cada paso de esta etapa de la tesis.

A Leandro Tatone que participó en la medición de metales en macrófitas y colaboró un montón en la interpretación de los datos, ¡muchas gracias Leandro!

Todo el crecimiento personal y las decisiones que fui tomando a lo largo de este camino estuvieron enmarcadas en mi práctica de yoga y meditación, la cual fue y es mi columna vertebral en la vida. Por eso quiero agradecerle fuertemente a mi maestro Tomás, a Verito, Riqui, Mari, Pau, a la sangha y a toda la Asociación Bonaerense de Yoga.

A mis amigas y amigos, muchas gracias por estar, preguntar y acompañarme en todo este largo camino. Gracias Mari, Ailu, Luz, Coni y Coqui, mujeres hermosas que la facultad me dio. Gracias Tami, Martin, Lari, Ale, Facu, Memi, Carito, Cami, ¡y a todo el resto!

Para terminar, le agradezco a CONICET por haberme otorgado una beca para la realización de este trabajo. A la Universidad Nacional de La Plata y a la

Facultad de Ciencias Naturales y Museo por mi formación de grado y posgrado. Al Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) y al Centro de Investigaciones de Esquel, Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP) por el espacio físico y los recursos. A los organismos de financiamiento de Ciencia y Técnica estatales con cuyos fondos se realizó este trabajo de tesis. Al Estado Argentino por financiar el desarrollo de la Ciencia Pública y la Educación estatal, laica, diversa, libre y gratuita. Porque sin Ciencia Pública no hay Soberanía.

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	5
1 INTRODUCCIÓN	9
1.1 DEFINICIÓN DE HUMEDAL	9
1.2 DINÁMICA Y FUNCIONAMIENTO DE LOS HUMEDALES	10
1.3 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS HUMEDALES EN ARGENTINA ..	11
1.4 HUMEDALES PAMPEANOS, BAÑADOS DE DESBORDE FLUVIAL ...	12
1.5 MACRÓFITAS EN HUMEDALES	14
1.6 FITORREMEDIACIÓN	15
1.7 BENEFICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS HUMEDALES	18
1.8 HUMEDALES Y USOS DEL SUELO	19
1.9 AMENAZAS ACTUALES A LOS HUMEDALES	21
1.10 METALES TRAZA	22
1.11 EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD AMORTIGUADORA DE UN SISTEMA	23
1.12 ENSAMBLES DE INVERTEBRADOS COMO INDICADORES DE CAMBIOS AMBIENTALES	24
2 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	27
2.1 OBJETIVO GENERAL	27
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
2.3 HIPÓTESIS PLANTEADAS Y PREDICCIONES	27
3 METODOLOGÍA	29
3.1 ÁREA DE ESTUDIO	29
3.2 CLIMA	29
3.3 VEGETACIÓN	29
3.4 GEOLOGÍA DEL ÁREA	30
3.5 HIDROLOGÍA SUPERFICIAL	31
3.6 AMBIENTES SELECCIONADOS PARA EL ESTUDIO	32
3.7 DISEÑO DE MUESTREO	38
3.8 COLECTA Y PROCESAMIENTO DE DATOS	40
3.8.1 Parámetros físicoquímicos e hidro-geomorfológicos	40
3.8.2 Metales Trazas	44
3.8.3 Invertebrados acuáticos en sedimento y macrófitas	51
3.9 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	53

3.9.1	Parámetros físicoquímicos e hidro-geomorfológicos	53
3.9.2	Sedimento	55
3.9.3	Macrófitas	56
3.9.4	Invertebrados	58
4	RESULTADOS	64
4.1	CARACTERIZACIÓN DE LOS SITIOS	64
4.1.1	Parámetros físicoquímicos e hidro-geomorfológicos	64
4.1.2	Metales traza en sedimento	75
4.1.3	Relaciones entre la concentración de metales traza en sedimento con los tramos y usos del suelo	75
4.2	MACRÓFITAS	78
4.2.1	Metales traza en tejido vegetal.....	78
4.2.2	Factores de absorción	78
4.2.3	Factores de translocación y coeficientes de enriquecimiento tisular ...	82
4.3	ENSAMBLE DE INVERTEBRADOS ACUÁTICOS	82
4.3.1	Atributos comunitarios estructurales del ensamble de invertebrados presentes en el sedimento y en la vegetación acuática	82
4.3.2	Atributos estructurales según el tramo analizado.....	86
4.3.3	Índices bióticos del ensamble de invertebrados	87
4.3.4	Métricas estructurales complementarias	88
4.3.5	Estructura trófica de los humedales pampeanos: análisis de grupos funcionales	89
4.3.6	Análisis y selección de métricas	91
4.3.7	Influencia de las condiciones ambientales sobre las métricas del ensamble de invertebrados.....	92
4.3.8	Respuesta de las métricas seleccionadas al uso del suelo, tramo analizado y parámetros ambientales.....	94
5	DISCUSIÓN	97
5.1	CALIDAD DEL HÁBITAT ACUÁTICO DE LOS HUMEDALES PAMPEANOS: EFECTO DEL USO DEL SUELO	97
5.2	METALES TRAZA EN SEDIMENTO Y USOS DEL SUELO	100
5.3	ENSAMBLE DE MACRÓFITAS	101
5.4	TIPOS BIOLÓGICOS DE MACRÓFITAS	103
5.4.1	Concentración y absorción de metales traza	103
5.4.2	Translocación de metales traza	105
5.4.3	Selección del tipo biológico	106

5.5 ENSAMBLE DE INVERTEBRADOS	108
5.5.1 Atributos comunitarios	108
5.5.2 Estado trófico	110
5.5.3 Métricas para el monitoreo de la integridad biótica de los humedales pampeanos	111
5.5.4 Efectos de los parámetros ambientales sobre la integridad biótica del ensamble de invertebrados	113
5.6 CAPACIDAD AMORTIGUADORA DE LOS BAÑADOS DE DESBORDE FLUVIAL PAMPEANOS: RELEVANCIA DEL SEDIMENTO	114
5.7 CONSERVACIÓN Y MANEJO ACTUAL DE LOS HUMEDALES PAMPEANOS	118
6. CONCLUSIONES	120
7. BIBLIOGRAFÍA	122
8. ANEXOS	155
<i>Anexo 1: Resumen estadístico de las medidas correspondientes a los parámetros fisicoquímicos</i>	<i>155</i>
<i>Anexo 2: Resumen estadístico de las medidas correspondientes a los parámetros hidro-geomorfológicos</i>	<i>156</i>
<i>Anexo 3: Resumen estadístico e índices bióticos del porcentaje de cobertura relativa de macrófitas en todos los sitios de muestreo seleccionadas</i>	<i>157</i>
<i>Anexo 4: Resultado de los GLMM para las métricas fisicoquímicas e hidro-geomorfológicas</i>	<i>161</i>
<i>Anexo 5: Resumen de las medidas estadísticas obtenidas a partir de la concentración de metales traza en sedimento</i>	<i>162</i>
<i>Anexo 6: Resumen estadístico de la concentración de metales traza en las macrófitas seleccionadas</i>	<i>164</i>
<i>Anexo 7: Lista de taxa registrados en la vegetación y sedimento, Grupos Funcional Alimentario (GFA) y Valor de sensibilidad ecológica (Vx) asignados a cada taxa</i>	<i>166</i>
<i>Anexo 8: Resultados de los GLMM y GLM para las métricas bióticas seleccionadas del ensamble de invertebrados</i>	<i>173</i>

RESUMEN

Los humedales son uno de los ecosistemas más productivos del planeta y sin embargo están deteriorándose o desapareciendo debido a la producción no sostenible, encarnada en modos actuales de uso del suelo extractivista junto con la demanda antrópica de espacio y agua, poniendo en riesgo su biota y los beneficios ecosistémicos que brindan. En la Ecorregión Pampa, se encuentran humedales con características y funciones particulares compuestos por bañados de desborde fluvial vinculados a determinados tramos de arroyos. Las macrófitas son un componente central de la biogeoquímica de estos ecosistemas, y los invertebrados son uno de los grupos de organismos más diversos que juegan un rol vital en su funcionamiento.

El objetivo general de este estudio fue evaluar la capacidad amortiguadora de los bañados de desborde fluvial a los disturbios generados por los diferentes usos del suelo. Además, analizar la eficiencia en la fitoabsorción de metales traza en dos tipos biológicos de macrófitas distintos.

Se seleccionaron 4 humedales pampeanos: Arroyo del Gato y Arroyo Carnaval, ambos vinculados a usos del suelo agrícola-urbano (AU), Arroyo Cajaravillas y Arroyo Chubichaminí asociados a usos del suelo agrícola-ganadero (AG). Los muestreos se realizaron durante 6 meses del año 2017 y cada arroyo se dividió en 3 tramos (prebañado – bañado – posbañado). En cada sitio (n=12) se analizó la calidad ecológica a partir de la medición de los parámetros fisicoquímicos del agua: oxígeno disuelto, saturación de oxígeno, conductividad, pH, turbidez, Potencial Oxido-Redox, Temperatura (T°), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), nitritos, nitratos, amonios y fosfatos; calidad del hábitat físico: porcentaje de materia orgánica (% MO), concentración de metales traza (Cu, Cr y Zn), granulometría del sedimento, velocidad de la corriente, ancho mojado, profundidad media, caudal, Total de Sólidos Suspendidos (SST), Total de Sólidos Disueltos (TDS), cobertura de macrófitas; calidad de la biota (características estructurales y funcionales de los ensambles de invertebrados presentes en el sedimento y en la vegetación). Con el fin de analizar la

concentración de metales traza en la biomasa vegetal se seleccionaron especies de 2 tipos biológicos: palustres (n=201) y flotantes arraigadas (n=207), del ensamble de macrófitas en cada sitio. Todas las muestras fueron obtenidas por triplicado.

Para el análisis de los datos fisicoquímicos e hidro-geomorfológicos se descartaron las variables colineales a través del análisis de correlación de Pearson y luego en base a estos resultados se realizó un ordenamiento de los sitios a través de un Análisis de Componentes Principales. Para los metales traza en el sedimento (n=216) se evaluó el grado de contaminación utilizando los valores guía establecidos para la Pauta de Calidad del Sedimento Provisional (ISQG), el Nivel de Efecto Probable (PEL) y el Índice de Carga de Contaminación (PLI). La significancia de las variaciones de todos los parámetros ambientales en función del uso del suelo y el tramo analizado fueron evaluadas utilizando Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM). Por otro lado, para analizar la fitoabsorción de metales traza en macrófitas se calcularon los factores de Absorción (FA), Translocación (FT), Enriquecimiento Radical (CER) y Enriquecimiento Foliar (CEF). Por último, mediante el uso de GLMM se analizaron las diferencias significativas en función del uso del suelo, tramo y tipo biológico.

Para el ensamble de invertebrados (n=423) se midieron distintas métricas representativas de su integridad biótica: grupos funcionales alimentarios (GFA), abundancia relativa, Riqueza Taxonómica, Diversidad de Shannon-Wiener, Equitatividad de Pielou, densidad total, riqueza de odonatos-coleopteros-heteropteros, N° de familias de insectos, N° Crustacea + Mollusca, % Ephemeroptera y Coleoptera, % Ephemeroptera y Trichoptera e índices bióticos locales (IMRP e IBPamp). Finalmente, a través del análisis de correlación de Pearson se excluyeron las métricas colineales. Luego utilizando GLMM se analizaron las diferencias significativas de las métricas seleccionadas en función del uso del suelo, tramo y parámetros ambientales.

Los análisis de los parámetros ambientales dieron como resultado que los sitios con uso del suelo AU se caracterizaron significativamente por una elevada concentración de nutrientes (fosfato y amonio) en el agua y del Cu en el sedimento. Además de presentar mayores porcentajes de cobertura de macrófitas, sugiriendo el aporte de fertilizantes aplicados en los cultivos

adyacentes a los cauces fluviales de estos humedales. Por otro lado, los sitios con uso del suelo AG se caracterizaron por el aumento significativo del % MO y el ancho mojado, además de presentar mayores valores de DBO₅, SST y conductividad lo cual podría deberse a los efectos de la presencia de ganado vacuno (excrementos, pisoteo y pastoreo). Ninguna de las concentraciones de metales traza en sedimento superó los valores de ISQG, PEL ni PLI. Los análisis de concentración de metales trazas en la biomasa vegetal sólo fueron sobresalientes para el FA de Zn, explicando que las macrófitas flotantes arraigadas poseen mayor eficiencia que las palustres (p-valor <2e-16). El ensamble de invertebrados acuáticos estuvo compuesto por 186 taxa, los que estuvieron distribuidos en 16 grupos y 72 familias. Este resultado junto a los 23 taxa de plantas acuáticas y 18 familias que se reconocieron en todo el estudio, demuestra la importancia de los humedales pampeanos como reservorios de biodiversidad.

La riqueza taxonómica del ensamble de invertebrados mostró comunidades muy exclusivas, menos simplificadas y más estructuradas en el posbañado y bañado que en el prebañado. Dichas diferencias se vieron escasamente reflejadas en el IBPamp. En cuanto a los GFA los predadores fueron los mejores representados, seguidos por los colectores recolectores. A partir del análisis de correlación se retiraron 10 métricas de las 16 propuestas para ser evaluadas como indicadores de la integridad biótica del ensamble, y de las cuales 4 (IMRP, OCH, H' y % de predadores) resultaron ser significativamente distintas en función del uso del suelo y del tramo analizado. El % arcillas, %limo, Cr, Cu y Zn en sedimento fueron los atributos ambientales más significativos con dichas 4 métricas, destacando la importancia de la calidad del sedimento para regular la riqueza y la composición de las comunidades de invertebrados en los humedales pampeanos.

A partir de los resultados de los GLMM se observa que los efectos antrópicos del uso del suelo fueron evidenciados en las métricas estructurales del ensamble de invertebrados (OCH e IMRP) que tendieron a declinar en el orden AG - AU, y en los atributos ambientales (fosfato, amonio y Cu en sedimento) que se comportaron en el sentido inverso. Así mismo, los efectos del tramo analizado se vieron reflejados en dos gradientes, el primero relacionado al aumento de OCH e IMRP junto con la declinación de los TDS y el ancho mojado en el orden:

prebañado - bañado - posbañado. El segundo relacionado con el porcentaje de cobertura de macrófitas y metales en sedimento (Zn y Cu) en el siguiente orden: prebañado < bañado > posbañado.

Concluimos que los usos del suelo influyen en la calidad ecológica de los humedales pampeanos. Pero que, a su vez, los mismos poseen la capacidad de actuar como amortiguadores de tales efectos a través del mejoramiento de su calidad ecológica y de la retención de metales en los bañados. Se hace hincapié en la importancia del sedimento y de la comunidad macrofítica para desarrollar dicha función. Además, se destaca el potencial uso de las especies de macrófitas flotantes arraigadas seleccionadas para procesos de fitorremediación de Zn, y el rol de las comunidades de invertebrados como potenciales bioindicadores.

Las conclusiones del presente trabajo contribuyen al conocimiento de la estructura y funcionamiento de estos ambientes particulares, así como de los beneficios ecosistémicos que poseen. Resaltando la importancia de establecer políticas claras para su uso racional que apunten a una planificación urbana sustentable y, lograr de esta manera, su conservación como bienes naturales comunes.

ABSTRACT

Wetlands are one of the most productive ecosystems on the planet and yet they are deteriorating or disappearing due to unsustainable production, embodied in current modes of extractive land use together with the anthropic demand for space and water, putting their biota and water at risk and the ecosystem benefits they provide. In the Pampa Ecoregion, there are wetlands with particular characteristics and functions made up of riverine wetlands linked to determined stretches of streams. Macrophytes are a central component of their biogeochemistry of these ecosystems, and invertebrates are one of the most diverse groups of organisms that play a vital role in their functioning.

The general objective of this study was to evaluate the buffering capacity of the riverine wetlands to the disturbances generated by the different land uses. Furthermore, to analyze the efficiency of trace metal phytosorption of two different biological types of macrophytes.

Four Pampean wetlands were selected: A ° el Gato and A ° Carnaval, both linked to agricultural-urban land use (AU), A ° Cajaravillas and A ° Chubichamini associated with agricultural-livestock land uses (AG). The samplings were carried out during 6 months of the year 2017 and each stream was divided into 3 "habitats" (upwetland – riverine wetland - downwetland). In each site (N = 12) the ecological quality was analyzed from the measurement of the physicochemical parameters of the water: dissolved oxygen, oxygen saturation, conductivity, pH, turbidity, Oxido-Redox Potential, Temperature (T°) , Biochemical Oxygen Demand (BOD₅), Chemical Oxygen Demand (COD), nitrites, nitrates, ammonia and phosphates; quality of physical habitat: percentage of organic matter (% OM), concentration of trace metals (Cu, Cr and Zn), sediment granulometry, current velocity, wet width, mean depth, flow, Total Suspended Solids (SST), Total Dissolved Solids (TDS), macrophyte cover; quality of biota (structural and functional characteristics of invertebrate assemblages present in sediment and vegetation). In order to analyze the concentration of trace metals in the plant biomass, species of 2 biological types: emergent (n=201) and free-floating leaves (n=207), were selected from the macrophyte assemblage at each site. All samples were obtained in triplicate.

For the analysis of the physicochemical and hydro-geomorphological data, the collinear variables were discarded through Pearson's correlation analysis and then based on this results, an ordering of the sites was performed through a Principal Component Analysis. For the trace metals in the sediment, the degree of contamination was evaluated using the guide values established for the Provisional Sediment Quality Guideline (ISQG), the Probable Effect Level (PEL) and the Pollution Load Index (PLI). The significance of the variations of all environmental parameters as a function of land use and the stretches analiced were evaluated using Generalized Linear Mixed Models (GLMM). On the other hand, to analyze the phytoabsorption of trace metals in macrophytes, the factors of Absorption (FA), Translocation (FT), Radical Enrichment (CER) and Foliar Enrichment (ECF) were calculated. Finally, with GLMM, significant differences were analyzed based on land use, stretches and biological type.

For the assemblage of invertebrates (n=423), different metrics representative of their biotic integrity were measured: functional food groups (FFG), relative abundance, Taxonomic Richness, Shannon-Wiener Diversity, Pielou Equity, total density, odonata-coleoptera-heteroptera richness, No. of families of insects, N° Crustacea + Mollusca, % Ephemeroptera and Coleoptera, % Ephemeroptera and Trichoptera and local biotic indices (IMRP and IBPamp). Finally, through Pearson's correlation analysis, collinear metrics were excluded. Then, using GLMM, the significant differences of the selected metrics were analyzed according to land use, stretches and environmental parameters.

The analysis of the environmental parameters resulted that the sites with AU land use were significantly characterized by a high concentration of nutrients (phosphate and ammonium) in the water and Cu in the sediment. In addition to presenting higher percentages of macrophytes cover, suggesting the contribution of fertilizers applied to crops adjacent to the river channels of these wetlands. On the other hand, the sites with AG land use were characterized by the significantly increase in % OM and wetted width, in addition to presenting higher values of BOD, SST and conductivity, which could be due to the effects of the presence of cattle (excrement, trampling and grazing). None of the trace metal concentrations in sediment exceeded the ISQG, PEL, or PLI values. Trace metal concentration analysis plant biomass was only outstanding for Zn FA, explaining that free-floating leaves macrophytes have higher efficiency than emergent (p-value <2e-

16). The aquatic invertebrate assemblage consisted of 186 taxa, which were distributed in 16 groups and 72 families. This result, together with the 23 aquatic plant taxa and 18 families that were recognized throughout the study, demonstrates the importance of the Pampean wetlands as reservoirs of biodiversity.

The taxonomic richness of the invertebrate assemblage showed very exclusive communities, less simplified and more structured downwetland and in the riverine wetland than upwetland. These differences were scarcely reflected in the IBPamp. Regarding the FFG, the predators were the best represented, followed by the collectors. From the correlation analysis, 10 metrics were removed from the 16 proposals to be evaluated as indicators of the biotic integrity of the assembly, and of which 4 (IMRP, OCH, H' and % of predators) turned out to be significantly different depending on the use of land and stretches analyzed. The % clays, % silt, Cr, Cu and Zn in sediment were the most significant environmental attributes with these 4 metrics, highlighting the importance of sediment quality to regulate the richness and composition of invertebrate communities in Pampean wetlands.

From the results of the GLMM, it is observed that the anthropic effects of land use were evidenced in the structural metrics of the invertebrate assembly (OCH and IMRP) that tended to decline in the order AG - AU, and in the environmental attributes (phosphate, ammonium and Cu in sediment) that behaved in the opposite direction. Likewise, the effects of the stretches analyzed were reflected in two gradients, the first related to the increase in OCH and IMRP together with the decline in TDS and the wetted width in the order: upwetland – riverine wetland – downwetland. The second related to the percentage of vegetation cover and metals in sediment (Zn and Cu) in the following order: upwetland < riverine wetlands > downwetland.

We conclude that land uses influence the ecological quality of pampas wetlands. But, that in turn, they have the ability to act as buffers of such effects through the improvement of their ecological quality and the retention of metals in the riverine wetlands. Emphasizing the importance of the sediment and the macrophytic community to develop this function. In addition, the potential use of the selected free-floating leaves macrophyte species for Zn phytoremediation

processes, and the role of invertebrate communities as potential bioindicators are highlighted.

The conclusions of this work contribute to the knowledge of the structure and functioning of these particular environments, as well as the ecosystem benefits they possess. Accenting the importance of establishing clear policies for their rational use that point to sustainable urban planning and, and, achieve this way, for their conservation as common natural assets.



INTRODUCCIÓN



1. INTRODUCCIÓN

1.1 DEFINICIÓN DE HUMEDAL

Los humedales figuran entre los ecosistemas más productivos de la Tierra (Mitsch y Gosselink, 1993) y desempeñan un papel clave para el desarrollo de la vida. A lo largo de la historia de la humanidad han constituido sitios de gran atracción donde florecieron importantes culturas. Sin embargo, ocupan en el mundo apenas entre el 5-7% de la superficie terrestre (Junk et al., 2013). La Convención sobre los Humedales o Convención de Ramsar (Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas, Ramsar, Irán, 1971) define a los humedales como “extensiones de marismas, pantanos y turberas o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanente o temporario, estancado o corriente, dulces, salobres o saladas; incluyendo las extensiones de aguas marinas cuya profundidad en marea baja no exceda los seis metros”. La Argentina aprueba la Convención de Ramsar a través de la Ley 23.919 en el año 1991 y posteriormente, en el año 2000, se sanciona la Ley 25.335 con la cual se incorporan las denominadas “Enmiendas de Regina” (por la Conferencia Extraordinaria de las Partes Contratantes, Regina, Canadá, 1987). A pesar de ello, la definición propuesta por la Convención de Ramsar es amplia y de tipo taxativo ya que se trata de una definición enumerativa. En realidad, no existe una definición simple de humedal debido en gran medida a que no hay un aspecto estructural (fisonomía) particular que facilite identificarlos y delimitarlos: los humedales pueden ser bosques, pastizales, praderas, salares o cuerpos de agua libre. A su vez, los humedales tampoco son sistemas de transición en el tiempo, o parte de un proceso de transformación (sucesión ecológica) cuasi determinístico, desde el agua hacia la tierra. En cambio, los humedales son entendidos en la actualidad bajo una visión dinámica, donde no hay una premisa de estabilidad a largo plazo o de existencia de un estado final esperable. En este esquema se incorporan los disturbios como un factor de importancia y se acepta el cambio como norma (Kandus et al., 2018). Por lo tanto, son los aspectos funcionales los que emergen como distintivos al momento de diferenciar a los

humedales de los ambientes terrestres y acuáticos, y que obligan a incorporar un enfoque multidisciplinario para comprender la esencia de estos ecosistemas.

En el presente trabajo abordaremos el concepto de humedal consensuado en el taller realizado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación (2016), con la participación de especialistas y técnicos del Sistema Científico Nacional, de la gestión pública y de organizaciones no gubernamentales, sobre la base propuesta por el Dr. J. J. Neiff. Se trata de una definición alineada con aquellas usadas mundialmente en el ámbito científico y en la gestión de humedales dado que brinda instrumentos objetivos para la identificación y delimitación de estos ecosistemas. La misma se plantea de la siguiente manera:

“Un humedal es un ambiente en el cual la presencia temporaria o permanente de agua superficial o subsuperficial causa flujos biogeoquímicos propios y diferentes a los ambientes terrestres y acuáticos. Sus rasgos distintivos son la presencia de una biota adaptada a estas condiciones, comúnmente plantas hidrófitas, y/o suelos hídricos o sustratos con rasgos de hidromorfismo”.

1.2 DINAMICA Y FUNCIONAMIENTO DE LOS HUMEDALES

En consonancia con lo acordado por la primera fase del Inventario Nacional de Humedales de Argentina, que desde fines de la década de 1990 se encuentra en proceso de creación, se entiende a la dinámica y funcionamiento de los humedales desde un enfoque ecohidrogeomórfico, es decir que son los factores hidrogeomórficos los que determinan la existencia, el emplazamiento y la dinámica y variabilidad de los humedales (Neiff, 1999; Neiff y Malvárez, 2004; Kandus et al., 2010). De acuerdo con Dawson et al. (2003), los factores que influyen en el balance de agua en el humedal pueden ser expresados como una relación entre el agua que entra por precipitación, aporte subterráneo y escorrentía superficial, con lo que pierde por evapotranspiración, por infiltración hacia la napa o por escorrentía superficial hacia áreas vecinas. Estos factores afectan aspectos estructurales (biodiversidad, biomasa vegetal, tipos de suelo, etc.) y funcionales (oferta de hábitat, captura de nutrientes, productividad, funciones hidrológicas como el almacenaje y la amortiguación de flujos de agua,

etc.) de los humedales, los que inciden a su vez (retroalimentación o “feedback”) en el régimen hidrológico y a veces incluso en el contexto geomorfológico (Corenblit et al., 2007), véase Figura 1.

Por lo que, el análisis de los procesos biogeoquímicos permite comprender los efectos que pueden producir, a diferentes escalas, las alteraciones ambientales en los humedales. Los incrementos continuos de nutrientes, ya sea de fuentes externas (excretas de ganado, fertilizantes, efluentes cloacales) o internas (descomposición de la materia orgánica), podrían ocasionar a futuro, graves impactos en los humedales y sus procesos, modificando las condiciones originales oligotróficas a eutróficas (Wright et al., 2009).



Figura 1: Esquema conceptual de los factores que determinan la presencia de humedales, considerando un enfoque hidrogeomórfico. Modificado de <http://www.dem.ri.gov/programs/water/wetlands/>.

1.3 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS HUMEDALES EN ARGENTINA

Dada la notable oferta ambiental –fisiográfica, climática, hidrográfica y ecológica– que posee Argentina, los humedales se ubican en una franja latitudinal muy amplia, de 33° de latitud, en el sur cercano del continente, y desde los 2.300 msnm hasta la planicie costera del océano Atlántico. Además,

Argentina se destaca por ocupar geográficamente un espacio proporcionalmente mayor con humedales que en otros países de Sudamérica (Malvárez, 2004). Su superficie ocupada fue estimada en 600.000 km², lo que representa el 21,5% del territorio nacional (Kandus et al., 2008). Sin embargo, una estimación más reciente realizada sobre la base de cartografía oficial sugiere que los humedales ocupan sólo el 12% (Fabricante et al., 2017). Se debe tener a consideración que todos estos datos surgen de análisis realizados a escalas espaciales pequeñas, con un alto error vinculado a la imposibilidad de identificar la gran cantidad de humedales de escaso tamaño que se distribuyen por todo el territorio nacional.

1.4 HUMEDALES PAMPEANOS, BAÑADOS DE DESBORDE FLUVIAL

En los sistemas fluviales pampeanos del NE de la Provincia de Buenos Aires es posible identificar tramos (desde cientos de metros a kilómetros) denominados como **bañados de desborde fluvial**. Estos tramos son humedales con características y funciones particulares que se localizan en relación con ligeras variaciones de la pendiente del curso de agua. Esto se produce por una disminución de la energía y velocidad de flujo, y por tanto en un ensanchamiento del cauce principal, cuyos límites se manifiestan de manera difusa hacia ambos márgenes. Si bien los bañados de desborde fluvial se caracterizan por recibir aportes de agua superficial y subterránea, ésta última es el aporte de mayor importancia cuantitativa (Capítulo et al., 2020). Por lo que estos ambientes acuáticos se originan por un afloramiento del nivel freático y una disminución local del gradiente hidráulico, lo que da lugar a un ensanchamiento del curso de agua principal, acompañado por una red de microdrenaje. Dichas condiciones favorecen el desarrollo de una abundante y variada vegetación acuática característica de suelos muy húmedos. En la Figura 2 se esquematiza la estructura morfológica de un humedal pampeano, o dicho de otra forma, un arroyo pampeano asociado a un bañado de desborde fluvial.

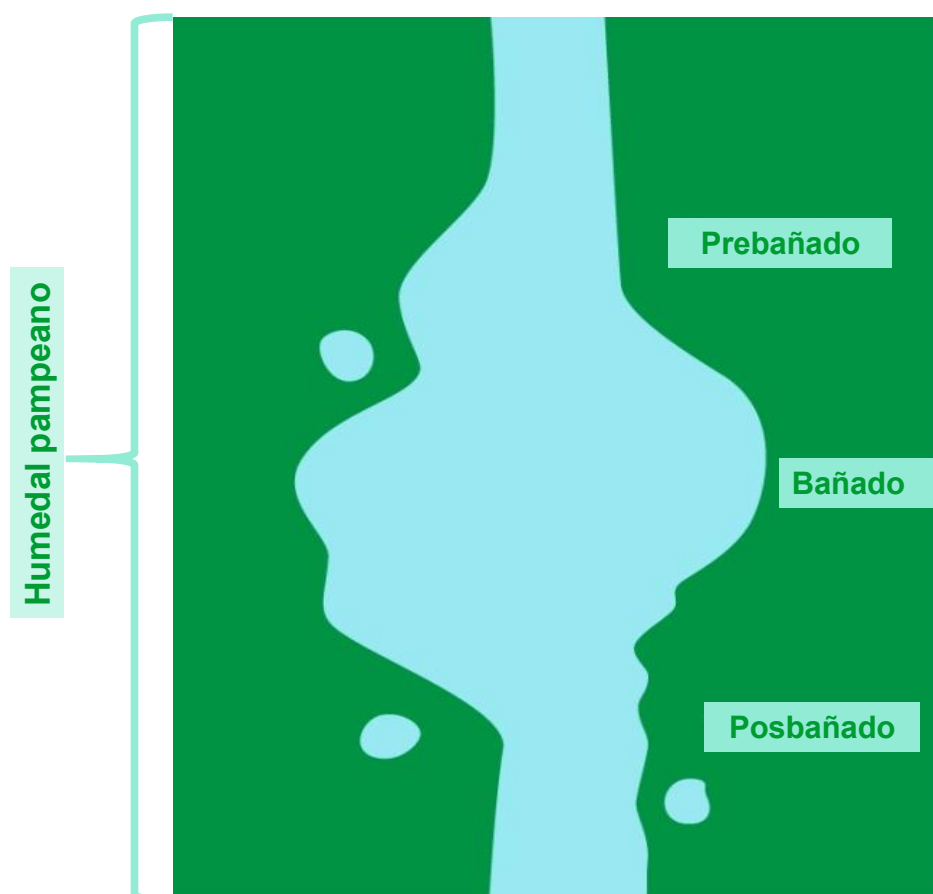


Figura 2: Esquema de arroyo pampeano asociado a bañado de desborde fluvial o humedal pampeano.

Además, estos ambientes se caracterizan por ser someros, de escasa extensión y por poseer una composición sedimentológica predominantemente fina (arena, limo y arcilla) que resulta en una capacidad adecuada para almacenar iones y nutrientes (Neiff, 2001). Su estructura biótica es producto de las interacciones bidireccionales entre el curso principal y la planicie de inundación.

La presencia de estos ambientes en las cuencas fluviales pampeanas resulta importante para su funcionamiento y estructura; sin embargo, hasta la fecha se han realizado escasos estudios sobre el efecto de las actividades antrópicas sobre sus características naturales (Armendáriz et al., 2017; Cortese et al., 2017; Cochero et al., 2018; Rodrigues Capítulo et al., 2018, 2020; Gómez et al., 2018; Altieri et al., 2019; Capítulo et al., 2020).

1.5 MACRÓFITAS EN HUMEDALES

Las plantas acuáticas visibles a simple vista con partes fotosintéticamente activas son conocidas como macrófitas (Irgang y Gastal, 1996). Desde el punto de vista de su morfología para este trabajo se siguió la clasificación presentada por Lahitte et al. (1997), que divide a las macrófitas según tres amplios tipos biológicos, Figura 3.



Figura 3: Clasificación de tipos biológicos de macrófitas según Lahitte et al. (1997).

Muchas funciones ecológicas de los humedales son consecuencia directa o indirecta de la presencia de macrófitas (Balcombe et al., 2005; Mitsch y Gosselink, 2007), ya que influyen en la estructura física y en las condiciones ambientales de los humedales (Schneider et al., 2012) al aportar la mayor biomasa y constituir el componente central de la biogeoquímica de estos ecosistemas, como productores primarios y conductores del ciclo de la materia orgánica (Burks et al., 2006). En los bañados de desborde fluvial las microalgas junto con las macrófitas son las principales productoras fotosintéticas de carbono orgánico y proporcionan energía para los niveles tróficos superiores. Incluso la vegetación acuática suele sostener una gran diversidad y abundancia de invertebrados, que las utilizan como alimento y refugio (Batzer et al., 1999). Además de estructurar el hábitat y ofrecer diferentes recursos, también modifican las variables abióticas del agua tales como: la disponibilidad de luz, temperatura,

y la dinámica de nutrientes. Sumado a esto, tienen la habilidad de modificar la velocidad de la corriente y son muy eficientes en absorber y remover contaminantes orgánicos e inorgánicos (Guittonny-Philippe et al., 2015; Bonanno et al., 2017). Estas características, junto a los cambios en el tipo y morfología de las macrófitas influyen directa o indirectamente en el desarrollo y la distribución de los ensambles de invertebrados (Wissinger, 1999; Burton et al., 2002).

1.6 FITORREMEDIACIÓN

La fitorremediación es el uso de plantas para secuestrar, bioacumular y transformar sustancias peligrosas del ambiente para controlar la contaminación (Rodríguez, 2003). También es llamada tecnología verde ya que utiliza la luz solar como fuente de energía, mantiene la actividad biológica y la estructura física de los suelos, es potencialmente económica, posee un impacto regenerativo en los lugares donde se aplica, es visualmente discreta y ofrece la posibilidad de recuperación de metales traza (Ali et al., 2013). Esta tecnología se puede aplicar a contaminantes orgánicos e inorgánicos presentes en el suelo, agua, aire, sedimentos y aguas subterráneas (Prasad y Oliveira, 2003; Prasad, 2004; Ramamurthy y Memarian, 2012).

Las plantas pueden incorporar las sustancias contaminantes mediante distintos procesos que se explican en la Tabla 1 y se representan en la Figura 4 contigua:

Tabla 1: Resumen de las diferentes técnicas utilizadas en fitorremediación

Técnicas	Proceso involucrado	Contaminantes tratados
Fitoestabilización	Limitación de la movilidad y biodisponibilidad de los contaminantes en el sedimento o suelo por las raíces de las plantas	metales traza, compuestos fenólicos y clorados
Fitoextracción	Acumulación de contaminantes en biomasa aérea desde el sedimento, suelo o agua	metales traza
Fitovolatilización	Conversión de contaminantes del suelo o agua a forma volátil y su posterior liberación a la atmósfera	metales traza y solventes clorados
Fitofiltración	Absorción y adsorción de contaminantes de aguas poluidas a través de las raíces u hojas	metales traza y compuestos orgánicos
Fitodegradación	Degradación de contaminantes del suelo, sedimento o agua por enzimas dentro de tejidos vegetales.	Municiones, atrazina, clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenólicos y nitrilos
Rizodegradación	Degradación de contaminantes por microorganismos rizosféricos	metales traza, isótopos radiactivos y compuestos fenólicos
Fitotransformación	Absorción de contaminantes del agua y su conversión en compuestos orgánicos, menos tóxicos o no tóxicos.	compuestos orgánicos

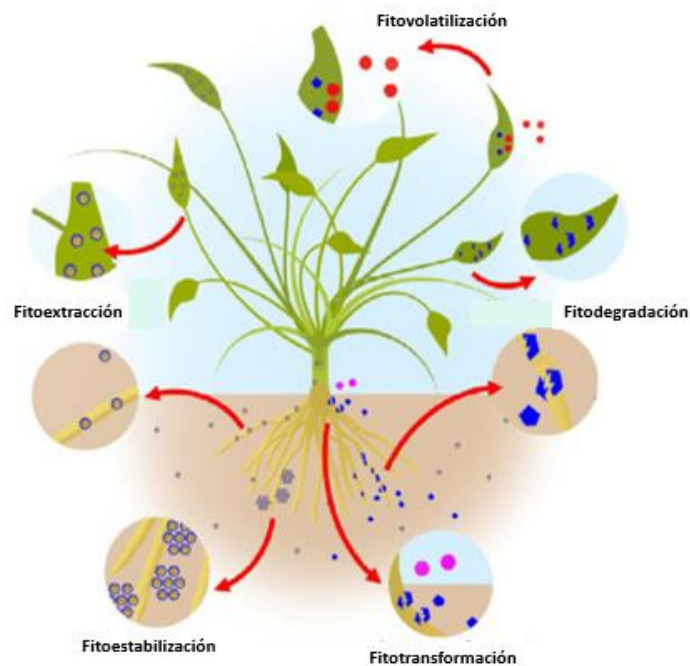


Figura 4: Representación esquemática de los mecanismos empleados en fitorremediación (extraído de Parmar et al., 2015).

Aquellas macrófitas que se adaptan y prosperan en suelos metalíferos son denominadas metalófitas (Bothe, 2011; Sheoran et al., 2010). Los autores Baker y Walker (1990) las clasificaron dentro de tres grupos en función de sus estrategias de crecimiento en ambientes contaminados con metales:

- Excluidoras: acumulan metales en sus tejidos radicales, pero restringen su transporte y entrada a las partes aéreas. Estas plantas tienen un potencial bajo para la extracción de metales, pero pueden ser eficientes para fines de fitoestabilización (Barceló y Poschenrieder, 2003).
- Indicadoras: acumulan metales en sus partes aéreas, reflejando las concentraciones de metales del sustrato.
- Acumuladoras: pueden concentrar grandes cantidades de metales en sus tejidos aéreos por encima de los niveles presentes en el sustrato o en las plantas no acumuladoras cercanas. Las hiperacumuladoras pueden considerarse un caso especial y extremo de la categoría más amplia de acumuladoras.

Si bien dentro de las técnicas de fitorremediación la fitoextracción es la más útil para la remoción de metales traza (Milić et al., 2012), su biodisponibilidad en el sedimento es limitada, existiendo tres categorías: rápidamente disponibles (Cd, Ni, Zn, As, Se, Cu); moderadamente disponibles (Co, Mn, Fe) y menos biodisponibles (Pb, Cr) (Prasad, 2003). Por esta razón, las plantas con capacidad fitorremediadora han desarrollado ciertos mecanismos para solubilizar los metales en el sedimento a través de sus raíces: secreción de fitosideróforos, que actúan como sustancias movilizantes de metales en la rizósfera (Kinnersley 1993); y exudados, que disminuyen el pH de la rizósfera, incrementando la concentración de metales en solución y promoviendo su desorción (Thangavel y Subbhuraam, 2004).

Aquellas macrófitas aptas para la fitoextracción deberían tener, idealmente, las siguientes características (Sakakibara et al., 2011 y Shabani y Sayadi, 2012): (i) Alta tasa de crecimiento. (ii) Abundante producción de biomasa aérea. (iii) Sistema de raíces ampliamente distribuido y altamente ramificado. (iv) Acumulación de metales desde el sustrato. (v) Translocación de los metales acumulados desde las raíces hacia las hojas. (vi) Tolerancia a los efectos tóxicos de los metales absorbidos. (vii) Buena adaptación a las condiciones ambientales y climáticas imperantes. (viii) Resistencia a patógenos y plagas. (ix) Fácil cultivo y cosecha. (x) Repulsión a los herbívoros para evitar la contaminación de la red trófica.

Luego de su utilización, es importante tener en cuenta que las macrófitas pueden ser incineradas con el fin de eliminar los desechos peligrosos de manera

segura en vertederos especializados. Otra opción es procesarlas para la biorecuperación de metales preciosos y semipreciosos, una práctica conocida como fitominería (Jadia y Fulekar, 2009).

Aunque la fitorremediación es un enfoque prometedor para la limpieza de ambientes contaminados, también adolece de algunas limitaciones (Karami y Shamsuddin, 2010; Ramamurthy y Memarian, 2012): se requiere mucho tiempo para el proceso de limpieza; la eficacia de fitorremediación para la mayoría de las plantas acumuladoras de metales suele estar limitada por su lenta tasa de crecimiento; la biodisponibilidad de los contaminantes es limitada en el ambiente; existe riesgo de contaminación de la red trófica en caso de una mala gestión y falta de atención adecuada.

Por otro lado, si bien existe abundante información disponible en la literatura sobre la capacidad de distintas especies de plantas para fitoacumular selectivamente metales traza del ambiente, la mayoría de los casos se trata de especies de cultivos y exóticas. Por ejemplo, se sabe que el girasol (*Heliantus annuus* L.) es capaz de absorber en grandes cantidades el uranio depositado en el suelo y que los álamos (género *Populus* L.) absorben selectivamente níquel, cadmio y cinc (Valero, 2006). Los estudios sobre la acumulación de contaminantes en macrófitas no comerciales, silvestres y nativas, se reducen a un número sensiblemente menor debido a que se han considerado por mucho tiempo como malezas.

1.7 BENEFICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS HUMEDALES

Las características de los humedales se pueden valorar socialmente como beneficios ecosistémicos, definidos como “*los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas*”. Los cuales derivan de las funciones de regulación que poseen, tales como estabilización de costas, retención y exportación de sedimentos, nutrientes y contaminantes, y depuración de las aguas. Además, son ecosistemas de importancia respecto al cambio climático, tanto para los procesos de mitigación (secuestro y almacenamiento de carbono), como para los procesos de adaptación dado que actúan como “infraestructura natural” para reducir el riesgo de fenómenos extremos como tormentas, inundaciones y sequías (Kandus et al., 2018). Por lo que han sido denominados como “riñones

de la naturaleza" dado que almacenan agua temporalmente y reducen los daños por inundación, rellenando los suministros de agua subterránea (Garg, 2015). También han sido catalogados como "supermercados biológicos" y como puntos calientes de biodiversidad, en razón de las extensas redes alimentarias y la rica diversidad biológica que sostienen como hábitat de vida silvestre (Mitsch y Gosselink, 1993; Céréghino et al., 2014). Además, ofrecen ambientes de interés paisajístico, cultural y educativo. Particularmente los bañados de desborde fluvial también contribuyen a la intrusión de agua salada proveniente del Estuario del Río de la Plata. Además, pueden actuar como bancos de semillas e inóculos de organismos, los cuales pueden sobrevivir durante largos períodos de tiempo (Hairston, 1996), y dispersarse entre los hábitats en las planicies de inundación una vez que se restablecen las conexiones por los eventos de lluvia (Medley y Havel, 2007; Zaplara et al., 2018).

Los beneficios ecosistémicos dependen del mantenimiento de sus funciones (Kandus et al., 2010), que a su vez dependen de aspectos relacionados con la calidad ecológica de los humedales, dada por las características del hábitat acuático y de la biota. Las características del hábitat acuático están dadas por la calidad del agua (parámetros físicoquímicos) + hábitat físico, es decir tipo de sustrato del cauce, granulometría, abundancia y toxicidad de contaminantes, etc., así como por la cobertura y el tipo de vegetación, el estado de las márgenes y otras características hidro-geomorfológicas del cauce, tales como sinuosidad, velocidad del agua, caudal, etc. (Barbour et al., 1999). La calidad biótica está dada por la estructura y funcionamiento de todos los componentes del ecosistema (bentos, plancton, biofilm, macrófitas, etc.) y se encuentra estrechamente vinculada a la calidad del hábitat acuático (Gómez y Cochero, 2013). Por lo que la pérdida de superficies valiosas de las cuencas hídricas conlleva a la reducción de los beneficios ecosistémicos que estos sistemas brindan.

1.8 HUMEDALES Y USOS DEL SUELO

Entre los usos del suelo más extendidos se encuentran el urbano, el agrícola, el ganadero, el forestal, el industrial, la minería, y el recreativo. Muchos de los cuales generalmente toman lugar en las proximidades a los cuerpos de agua

(Hurtado et al., 2006). Las características climáticas y el suelo de la Ecorregión Pampa resultan muy favorables para la actividad agrícola, siendo la producción de oleaginosas (principalmente soja) uno de los pilares de la economía argentina, lo que deriva, por lo tanto, en un predominio en el uso agrícola del suelo (Rimoldi, 2009; FAO, 2012). Esta Ecorregión cuenta con alrededor de 60 millones de hectáreas de las cuales en el período 2017-2018 la Provincia de Buenos Aires fue la que ocupó la mayor superficie a nivel nacional para el cultivo de soja, destinando un total de 3.899.212,9 hectáreas (INDEC, 2019). Además, las características de la Ecorregión Pampa también resultan favorables para la cría de ganado vacuno que más allá del enriquecimiento puntual con nutrientes y materia orgánica, y del pisoteo de las macrófitas en los abrevaderos, el uso del suelo para la ganadería extensiva no representa una amenaza grave sobre la calidad ecológica de los cuerpos de agua. No así el engorde de ganado vacuno en corral, “feed lot” o ganadería intensiva, el cual conlleva inevitables efectos sobre la calidad del agua y la integridad biótica, ya que aportan por escorrentía materia orgánica, nutrientes, metabolitos de hormonas, patógenos y otros compuestos (García y Iorio, 2005; Vogel et al., 2011).

Por otro lado, el constante crecimiento demográfico ha conducido a una expansión del uso urbano del suelo en detrimento de áreas naturales (Cottingham et al., 2004). Entre las acciones que producen los impactos más significativos se pueden mencionar la canalización y drenaje de las aguas, los cambios producidos en la topografía de la cuenca por movimiento de suelos, la deforestación, el incremento de los contaminantes químicos por efluentes cloacales, el uso recreativo, la introducción de especies exóticas (Azous y Horner, 2000; Lee et al., 2006). Particularmente en la Ecorregión Pampa la retracción de los acuíferos, que conlleva a la desaparición de grandes superficies en los valles aluviales, se debe a la sobreexplotación de los mismos (Rodrigues et al., 2020) y las presiones inmobiliarias (López y Rotger, 2020). De hecho, el fenómeno de la urbanización es catalogado como una de las mayores causas de degradación y pérdida de humedales (Gibbs, 2000; Lee et al., 2006).

Por lo tanto, para elaborar conclusiones ambientalmente relevantes a partir del estudio de los componentes de un humedal, resulta fundamental conocer los usos del suelo que podrían comprometer su calidad ecológica.

1.9 AMENAZAS ACTUALES A LOS HUMEDALES

Hasta hace relativamente pocos años era posible afirmar que la mayoría de los humedales del país no habían sido sometidos a alteraciones extremas y masivas en su régimen hidrológico, y en consecuencia mantenían en gran medida su integridad ecológica y su capacidad de albergar la biota original (Brinson y Malvárez, 2002). En la actualidad la producción no sostenible, encarnada en modos actuales de extractivismo agroindustrial, forestal y minero, junto con la especulación inmobiliaria que privilegia miradas sectoriales con rentabilidad a corto plazo, han llevado a un proceso de degradación y pérdida de los humedales, con el consiguiente deterioro de los beneficios que estos solían brindar a la comunidad (Kandus et al., 2018). En este punto hay que tener en cuenta que la biodiversidad dulceacuícola está declinando a una tasa mucho más elevada que la de los ambientes terrestres más afectados (Saunders et al., 2002) y que la degradación y pérdida de humedales es más rápida que la de otros cuerpos de agua (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005). Como resultado, más del 85% de los humedales a nivel mundial ya han desaparecido (Bongaarts, 2019). Diversos estudios muestran cómo las actividades antrópicas conducen a la pérdida y reducción de los humedales en general (Zedler y Kercher, 2005; Mitsch y Gosselink, 2007; Daniels y Cumming, 2008), y de los humedales ribereños en particular (López, 2018). Recientes estudios registraron cómo el aporte de nutrientes y agroquímicos a los bañados de desborde fluvial pampeanos se reflejan en la simplificación de los niveles tróficos que componen los ensambles de microorganismos (Álvarez et al., 2020). Una simplificación de la estructura trófica implica limitaciones en el reciclado de la materia y consecuentemente influye de forma negativa en los procesos de autodepuración del agua (Haberman y Haldna, 2014; Jeppesen et al., 2011). Los ambientes acuáticos de ésta Ecorregión son muy vulnerables a la descarga de contaminantes y a modificaciones en la morfología e hidrología de las corrientes (Giorgi et al., 2005). Sin embargo, la fragilidad, funciones e importancia ecológica de los bañados de desborde fluvial ha sido escasamente considerada en los planes de manejo de cuencas o en la conversión de las tierras adyacentes para diferentes usos (Figura 5).

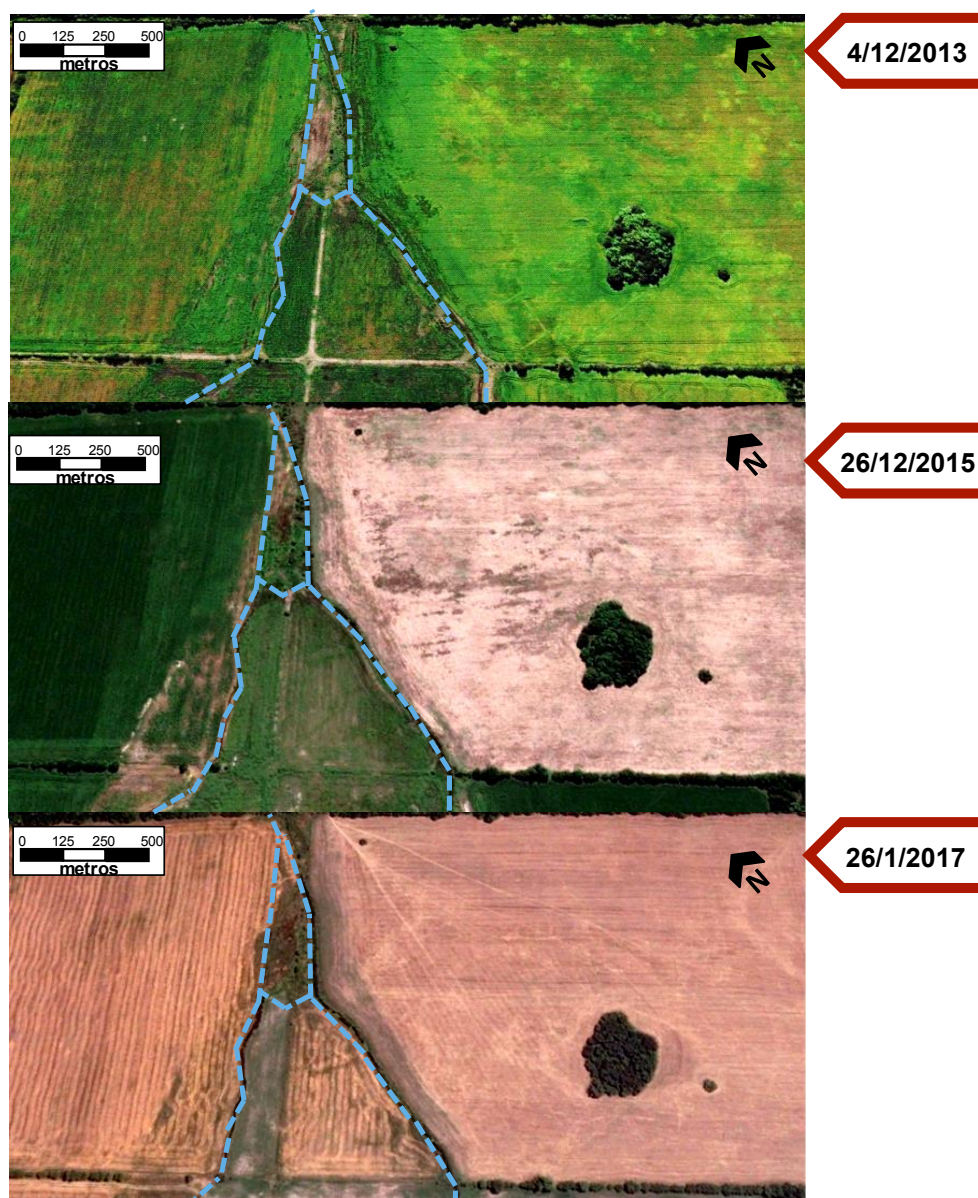


Figura 5: Expansión del uso del suelo agrícola durante 3 años en el A° Carnaval. Las líneas punteadas celestes indican la ubicación del curso de agua, el bañado de desborde fluvial corresponde a la zona punteada cerrada.

1.10 METALES TRAZA

Durante la realización del presente trabajo de tesis se incorporaron nuevos conceptos sobre el término “metal pesado” y se decidió sustituirlo por “metal traza” (Babula et al., 2009; Duffus, 2002; Madrid, 2010). Por lo tanto, utilizaremos este último término para identificar todos los metales y metaloides que pueden afectar el metabolismo de los organismos vivos (Kopittke et al., 2010) y que pueden estar presentes en el ambiente en cantidades trazas (10 mg/kg o mg/L) o ultratrazas (1 µg/kg o µg/L).

El origen de los metales traza puede ser de fuentes naturales diversas, tales como meteorización de minerales y/o erosión y actividad volcánica. Las fuentes antropogénicas son también variadas e incluyen actividades industriales, mineras y urbanas, así como prácticas agrícolas inadecuadas (Pfeifer et al., 2000; Athar et al., 2002; Tanhan et al., 2007). La principal vía de contaminación de los metales traza, junto con los nutrientes (Hart et al., 2004) y los plaguicidas (Jergentz et al., 2005) es por la escorrentía superficial hacia los cuerpos de agua no blanco adyacentes a los cultivos, resultando en su acumulación a niveles indeseables (Barba et al., 2002; Diez, 2008).

Algunos metales, tales como el cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), níquel (Ni) y cinc (Zn), son esenciales para animales y plantas, esto quiere decir que son necesarios para que desarrollen funciones fisiológica y bioquímicamente vitales (Cempel y Nickel, 2005; Göhre y Paszkowski, 2005). Sin embargo, cuando están presentes en formas biodisponibles y en cantidades excesivas tienen el potencial de volverse tóxicos (Nagajyoti et al., 2010). Otros metales traza no esenciales para sus funciones vitales se vuelven tóxicos a muy bajas concentraciones, tales como el plomo (Pb), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr) y mercurio (Hg) (Kärenlampi et al., 2000; Suzuki et al., 2001; Cobbett, 2003; Peng et al., 2009; Sánchez-Chardi et al., 2009; Dabonne et al., 2010).

El principal problema de los metales traza radica en su toxicidad y el comportamiento bioacumulativo con efectos nocivos sobre el ambiente y sobre los beneficios ecosistémicos que éste provee. En todo el mundo existe una fuerte presencia de metales traza en sedimentos en diferentes tipos de humedales naturales, especialmente en la zona anóxica, que contiene concentraciones muy altas en estado reducido (Das y Maiti, 2008; Schaller et al., 2013). Este creciente problema ha llevado a que de los 59 metales traza, 13 fueran incluidos en la lista de contaminantes prioritarios de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S.EPA).

1.11 EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD AMORTIGUADORA DE UN SISTEMA

Como se mencionó en la sección 1.7, uno de los beneficios ecosistémicos de los humedales es la depuración de aguas. Esto ocurre como resultado de la amortiguación del exceso de nutrientes y otros contaminantes dentro del

humedal. Así, la presencia de abundante vegetación ralentiza la escorrentía del agua, proporcionando tiempo para que los patógenos pierdan su viabilidad, y que los metales sean absorbidos o acumulados en la superficie de los sedimentos (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005).

El concepto de “capacidad amortiguadora” o “buffer capacity” tiene varios significados dependiendo del campo científico: ecología, química, medicina, ingeniería, tecnología de la información (Enginarlar et al., 2002). Sin embargo, una comprensión general para cualquier campo del conocimiento es que un amortiguador suaviza y reduce los golpes, neutraliza la intensidad, disminuye la variación y resiste el cambio. Naturalmente, la alta capacidad amortiguadora de los humedales permite que el agua que fluye dentro pueda salir considerablemente más limpia del humedal, debido a las transformaciones químicas y biológicas que reducen los niveles de los contaminantes provenientes del medio (Mitsch y Gosselink, 1993). Hasta la fecha no se han realizado muchos estudios donde se evalúe la capacidad amortiguadora de los bañados de desborde fluvial del NE de la Provincia de Buenos Aires, Ecorregión Pampa, sobre los efectos del uso del suelo adyacente desde la perspectiva de los beneficios ecosistémicos que éstos brindan al planeta.

1.12 ENSAMBLE DE INVERTEBRADOS COMO INDICADORES DE CAMBIOS AMBIENTALES

Los impactos antropogénicos sobre los humedales son difíciles de detectar y cuantificar y, el desarrollo de procedimientos que posibiliten evaluar y predecir la integridad ecológica de estos cuerpos de agua es de vital importancia (Burton et al., 1999). En este contexto, el uso de los invertebrados como indicadores del estado ecológico constituye una herramienta muy útil para detectar alteraciones que se producen en los ecosistemas acuáticos (Resh, 2008; Ocón y Rodrigues Capítulo, 2012; Gómez et al., 2020; Rodrigues Capítulo et al., 2020). En los humedales los invertebrados son uno de los grupos de organismos más diversos (Diaz-Paniagua et al., 2010) y según Balcombe et al. (2005) juegan un rol vital en su funcionamiento, por lo que el análisis integral de estas comunidades puede brindar un panorama del estado de conservación de los humedales.

Las principales ventajas de utilizar a los invertebrados acuáticos para evaluar biológicamente a los humedales son: 1) están ampliamente distribuidos en

muchos tipos de humedales (Batzer et al., 1999); 2) responden con distinta sensibilidad a muchos tipos de factores de estrés (Barbour et al., 1999; Stuijzand et al., 2000); 3) completan sus ciclos de vida en el humedal por lo que están expuestos directamente a factores de estrés físicos, químicos y biológicos (Wiggins et al., 1980); y 4) son importantes en las redes tróficas de la fauna que reside en los humedales. Sin embargo, la principal desventaja que presentan es el tiempo de procesamiento de las muestras (U.S. EPA, 2002).

En Argentina se han realizado diversos estudios ecológicos de invertebrados acuáticos en humedales (Poi de Neiff y Casco, 2003; Montalto y Marchese, 2005; Zilli et al., 2008; entre otros). A diferencia de los sistemas lóticos, su aplicación ha sido reducida por la diversidad de las condiciones hidro-geomorfológicas de estos ecosistemas, que origina condiciones bióticas y abióticas únicas y, por los factores de estrés, que pueden ser muy diferentes de los ríos y arroyos (Adamus y Brandt, 1990). De esta forma, no existe un enfoque único y estándar para el uso de invertebrados como bioindicadores de humedales (Ruhí et al., 2016).

Incluso, el ensamble de invertebrados puede ser abordado a partir del análisis de sus respuestas funcionales y/o estructurales. Una de las formas para medir las respuestas funcionales es a través de grupos funcionales alimentarios (GFA) a los cuales los invertebrados son asignados. Existen 6 grandes categorías de GFA: desmenuzadores (shredders); colectores recolectores (gathering-collectors); colectores filtradores (filtering-collectors), depredadores (predators) y picadores-hervíboros (Merrit y Cummins, 1996; Merrit et al., 2008; Merrit et al., 2017; Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014). Las estrategias alimentarias reflejan la adaptación de las especies a las condiciones ambientales y pueden formar parte de una medida unificada para comparar comunidades de composición taxonómica diferente (Statzner et al., 2001). En este sentido, el incremento de las actividades antrópicas sobre los ecosistemas acuáticos puede causar cambios en la alimentación de los organismos de forma directa o indirecta (Fenoglio et al., 2005), consiguiendo alterar la composición de los ensambles. Las respuestas estructurales pueden medirse a través de la utilización de índices bióticos basados en la composición taxonómica de la comunidad. Si bien algunos índices se basan solamente en la riqueza y diversidad de especies, otros ponderan la presencia de determinadas especies en función de su sensibilidad a la calidad del agua. En los ambientes lóticos pampeanos se han utilizado

diversos índices basados en invertebrados, tales como IBPamp (Índice Biótico Pampeano) y el IMRP (Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos), (Rodrigues Capítulo, 1999; Rodrigues Capítulo et al., 2009; Rodrigues Capítulo y Gómez, 2020).

En Argentina varios autores han enfocado el estudio de los ensambles de invertebrados como bioindicadores de calidad de agua para detectar variados impactos, desde contaminación industrial (Gómez et al., 2008), efecto del uso del suelo (Rodrigues Capítulo et al., 2001; Corigliano et al., 2005; Miserendino et al., 2008; Miserendino et al., 2011; Solis, 2017) como así también por distintos tipos de sustrato (Velásquez y Miserendino, 2003). Ocón y Rodrigues Capítulo (2004) investigaron las comunidades bentónicas de arroyos y ríos de distintas áreas de la Ecorregión Pampa afectados principalmente por efluentes urbanos e industriales. Sin embargo, el énfasis de estos estudios no se ha puesto en analizar cuáles son las métricas más indicativas de la integridad biótica del ensamble a partir de cambios en el uso del suelo de los humedales pampeanos. Este enfoque permitiría un diagnóstico rápido y eficaz, que posibilite ajustar las medidas correctoras necesarias para que el uso de los humedales pampeanos sea sustentable en el tiempo. Posibilitando así una gestión adecuada de estos ecosistemas y sirviendo de línea de base para el conocimiento de la calidad ecológica a escala local. Por ello, muchos autores (Rosenfeld, 2002; Zilli et al., 2008) han resaltado que los estudios integrados serían los más apropiados, para establecer los patrones de biodiversidad y para entender las variaciones de la diversidad específica.

A person wearing a light blue cap with a logo, a grey long-sleeved shirt, and yellow gloves is kneeling in a field of tall grass. They are holding and organizing a bundle of blue cables. A black rectangular box is visible on the ground nearby. The scene is outdoors in a natural, grassy setting.

HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la capacidad amortiguadora de los bañados de desborde fluvial pampeanos a disturbios generados por diferentes usos del suelo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ◉ Contribuir a la caracterización de la calidad ecológica de cuatro humedales pampeanos con diferentes usos del suelo en términos físicoquímicos, características del hábitat y métricas bióticas del ensamble de invertebrados presentes.
- ◉ Analizar la absorción de metales traza en sedimentos y biomasa vegetal de macrófitas pertenecientes a dos tipos biológicos distintos en cuatro humedales pampeanos, a fin de identificar cuál contribuye más a la capacidad amortiguadora del sistema.
- ◉ Generar información de base que pueda ser utilizada tanto para acciones de conservación como de manejo y mitigación de la degradación de los bañados de desborde fluvial en el NE de la Provincia de Buenos Aires.

2.3 HIPÓTESIS PLANTEADAS Y PREDICCIONES

- 1) Los diferentes usos del suelo influyen en la calidad ecológica de los humedales pampeanos.

Predicciones a observar en el campo:

Las variables físicoquímicas del agua, la calidad del hábitat y las métricas estructurales y funcionales *del ensamble de invertebrados presentarán valores óptimos en los humedales pampeanos con usos del suelo AG en relación a AU.*

- 2) Los bañados de desborde fluvial amortiguan el disturbio producido por los efectos del uso del suelo.

Predicciones a observar en el campo:

Existe un gradiente de mejoramiento de la calidad del hábitat, las variables físicoquímicas del agua, la integridad biótica del ensamble de invertebrados y la absorción de metales traza en tejidos vegetales, desde el prebañado hacia el posbañado.

- 3) Existen diferencias en la capacidad de fitoabsorber metales traza entre tipos biológicos de macrófitas distintos.

Predicciones a observar en el campo:

Las macrófitas flotantes arraigadas presentarán mayor eficiencia de absorción de metales desde el sedimento en función de las palustres.



METODOLOGÍA



3 METODOLOGÍA

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en 4 ambientes fluviales del noreste (NE) de la Provincia de Buenos Aires, Argentina, dentro de la denominada Ecorregión Pampa o Pampeana. Dicha ecorregión está comprendida entre los 30° y 39° latitud Sur abarcando tres países: la mitad austral del estado de Río Grande do Sul en Brasil, toda la República Oriental del Uruguay y gran parte de la región centro oriental de la Argentina. La parte argentina es una llanura de aproximadamente medio millón de kilómetros cuadrados interrumpida por serranías al sur de la provincia de Buenos Aires. Estas sierras están divididas en dos sistemas, el sistema serrano de Tandilia de no más de 500 msnm y el sistema serrano de Ventana de aproximadamente 1200 msnm (Cabrera y Willink, 1973).

3.2 CLIMA

De acuerdo a la clasificación de Köppen-Geiger el clima del NE de la Provincia de Buenos Aires es del tipo templado y subtropical, sin estación seca (pampeano) y con veranos cálidos (Fucks et al., 2016). En cuanto a la clasificación del sistema de Thornthwaite el clima es húmedo y microtermal, con valores de evapotranspiración mayores a 570 mm, una temperatura media anual que oscila entre los 13 y 16°C, y una media pluviométrica de 1100 mm. Las lluvias anuales tienen rangos promedio de entre 60 y 150 mm, con máximos ocurriendo a fines del verano o principios de otoño.

3.3 VEGETACIÓN

El área de estudio se encuentra en la región fitogeográfica Distrito Pampeano Oriental de la región Pampeana. Por lo que el tipo de vegetación natural dominante es de tipo estepario o seudostepario de gramíneas, entre las cuales crecen numerosas especies herbáceas y algunos sufrútices y arbustos. Las especies naturales de plantas perennes arbóreas están ausentes excepto por dos (*Celtis tala* Gillies ex Planch y *Salix humboldtiana* Willd.), que se desarrollan

en áreas con condiciones particulares, aunque también existen áreas forestadas compuestas por especies introducidas (Feijó y Lombardo, 2007).

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

Existen también numerosas comunidades edáficas, estepas halófilas, bosques marginales en las orillas de los ríos, formados por especies procedentes de la provincia Paranaense, comunidades hidrófilas y bosques xerófilos sobre las barrancas y bancos de conchilla (Cabrera, 1971; Cabrera y Willink, 1973).

3.4 GEOLOGÍA DEL ÁREA

El basamento sobre el que se asienta la región en estudio es de naturaleza cristalina y corresponde a un desprendimiento del escudo de Brasilia. La región se caracteriza por ser un ámbito con pendiente dominante hacia el NE y cotas extremas de 30 m en la divisoria coincidente con el límite SO (suroeste), y de 0 m en la ribera del Río de La Plata. Dentro de la región llana mencionada, se pueden distinguir dos zonas de topografías totalmente diferentes que responden a su caracterización geomórfica: la Llanura Costera y la Llanura Alta (Cavallotto, 1995). Ambas se vinculan a través de un “escalón” o antiguo paleoacantilado, hoy en parte disimulado por la erosión y la actividad antrópica.

La Llanura Costera, o Planicie Costera definida por Fidalgo y Martínez (1983), se extiende aproximadamente entre la cota de 5 msnm y la costa del estuario del Río de la Plata sobre la cual se han desarrollado amplios humedales, y presenta una pendiente de 0,5 a 0,8 m/km. Desde el punto de vista morfo-sedimentario se encuentra compuesta por un conjunto de unidades menores: paleoestuarios, llanuras de marea relictuales, cordones litorales, llanura estuárica, sistema deltaico y playa. Presentan sedimentos limo-arcillosos con cordones de conchillas (Fucks et al., 2016).

Por otro lado, la Llanura Alta corresponde a la Terraza Alta de Frenguelli (1950) o a la Zona Interior definida por Fidalgo y Martínez (1983), y se extiende por encima de los 5 msnm. En ella se destaca un interfluvio principal, el cual tiene un rumbo aproximado NO-SE. Este interfluvio, de relieve plano, actúa como divisoria de aguas entre dos vertientes principales: Río de la Plata hacia el N y río Samborombón hacia el S, las cuales tienen características bien diferenciadas en cuanto al relieve. La Llanura Alta está compuesta por depósitos loésicos cuaternarios de origen andino, los cuales son la unidad litológica característica de la región pampeana. Se caracterizan por un alto contenido de nutrientes y una alta capacidad de intercambio catiónico, resultando en una muy buena fertilidad (Papadakis, 1980). Las geoformas y los depósitos litorales pertenecen al Mioceno, Pleistoceno Tardío y Holoceno, y los depósitos fluviales del Plio-Pleistoceno y loésicos del Pleistoceno.

3.5 HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Todos los arroyos seleccionados asociados a bañados de desborde fluvial están incluidos entre los tributarios del Río de la Plata, pertenecientes a la Gran Cuenca Del Plata, subcuenca Paranoplatense (Frenguelli, 1956). Por lo que comparten ciertas características que han sido descritas por Godz et al. (1983): cabeceras y/o cursos semipermanentes, recorrido meandroso, mayormente someros, fondo limosoide o arcilloso, elevada turbidez, abundantes detritos orgánicos, elevada concentración de ácidos húmicos y fúlvicos provenientes de los depósitos loésicos antes mencionados, elevada dureza y salinidad variable (dependiente de la evapotranspiración, el contacto con aguas subterráneas, y distancia al Río de la Plata). En general las cuencas son alimentadas por aguas pluviales, contribuyendo también el aporte de las napas freáticas, sin embargo, en algunas zonas pueden recibir de manera permanente o semi-permanente aportes de agua subterránea (Deluchi et al., 2005).

Sumado a esto, los arroyos pampeanos poseen escasa pendiente (nunca superan 1 m/km), con excepción de los sistemas serranos de origen terciario (Andrade, 1986), esto provoca los bajos caudales característicos de los sistemas fluviales de la Ecorregión Pampa. Por esta razón, muchos arroyos de la región presentan escasa velocidad de corriente, alta carga natural de nutrientes,

ausencia de bosques riparios y desarrollo de densas y diversas matas de macrófitas sumergidas, flotantes y emergentes (Giorgi et al., 2005). Dadas estas características particulares de los arroyos de la llanura pampeana se diferencian dos tipos principales de sustratos en los que habitan los ensambles de invertebrados: el sedimento y la vegetación acuática.

3.6 AMBIENTES SELECCIONADOS PARA EL ESTUDIO

En una primera instancia de clasificación se procuró identificar humedales de referencia, es decir, aquellos prístinos o menos disturbados, cuyos valores de sus atributos y condiciones ambientales permitieran identificar una condición de referencia. Sin embargo, esto no fue posible ya que las actividades antrópicas se encuentran muy extendidas y agudizadas en toda la región, especialmente a lo largo del área de estudio. En consecuencia, para la selección de los ambientes fluviales de estudio, se realizó una lista de humedales pampeanos presentes en la región asociados a los predominantes usos del suelo, a saber: agrícola-urbano (AU) y agrícola-ganadero (AG). Para la selección de los sitios AU y AG, se tuvo en cuenta el uso histórico y actual, así como su cuenca hidrográfica. Finalmente, los 4 arroyos pampeanos asociados a bañados de desborde fluvial seleccionados pertenecieron a 4 cuencas hídricas diferentes, con cursos de agua tributarios del estuario del Río de la Plata de primer o segundo orden, ubicados en la periferia del casco urbano de la ciudad de La Plata (Tabla 2 y Figura 6). Cada uno de ellos fue dividido en 3 tramos (prebañado, bañado y posbañado) lo más equidistantes posible para todos los sitios de muestreo (Figura 2). El bañado se diferenció del resto de los tramos por el ensanchamiento característico del cauce principal acompañado de abundante vegetación hidrófita.

Tabla 2: Características descriptivas de los 4 arroyos pampeanos asociados a bañados de desborde fluvial o humedales pampeanos, localizados al NE de la Provincia de Buenos Aires, nombre asignado, uso del suelo (AU: Agrícola-Urbano, AG: Agrícola-Ganadero), latitud y longitud.

Nombre	Usos de suelo	Código	Latitud	Longitud
A° del Gato	Agrícola-Urbano	AU	34° 58' 48,37''	58° 03' 8,96''
A° Carnaval	Agrícola-Urbano	AU	34° 55' 5,30''	58° 06' 32,95''
A° Cajaravillas	Agrícola-Ganadero	AG	35° 2' 45,90''	57° 48' 40,02''
A° Chubichamini	Agrícola-Ganadero	AG	35° 7' 44,50''	57° 41' 25,84''

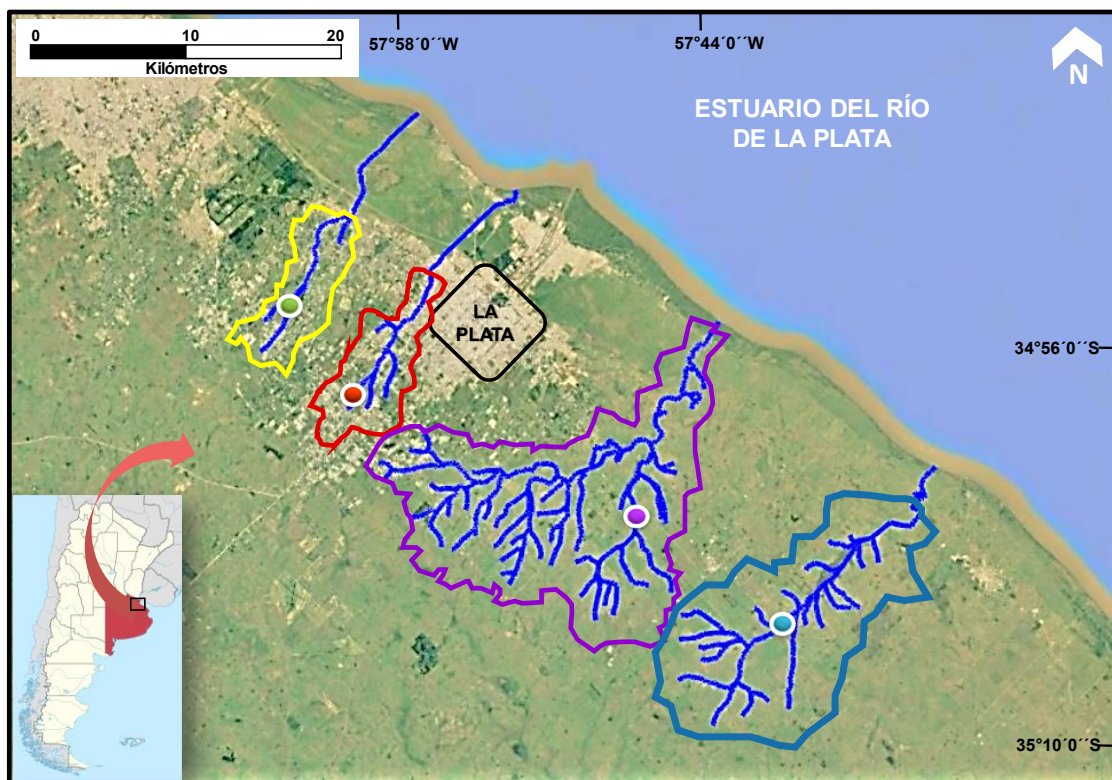


Figura 6: Área de estudio. Ubicación aproximada de las cuencas y sitios de muestreo. Referencias: Cuenca del A° Carnaval (líneas amarillas); Cuenca del A° del Gato (líneas rojas); Cuenca del A° Cajaravillas (líneas violetas); Cuenca del A° Chubichamini (líneas azules); Sitios de muestreo (puntos de color correspondiente a cada línea).

◆ ARROYO DEL GATO

El Arroyo del Gato se encuentra dentro de la Cuenca Arroyo del Gato, y el sitio de muestreo se ubica a 7 km de su cabecera. Esta cuenca posee 2 arroyos entubados (Pérez y Regimiento) dentro del ejido urbano de la ciudad de La Plata, y un tercer arroyo (Arroyo del Gato) que se extiende por una distancia de 15 km en dirección noreste (NE, por sus siglas en inglés: Northeast). Al llegar a la Planicie Costera, al Este de la localidad de Ringuelet, es canalizado para que sus aguas desemboquen en el Río de la Plata.

◆ ARROYO CARNAVAL

El Arroyo Carnaval se encuentra dentro de la Cuenca Carnaval-Martín, y el sitio de muestreo se ubica a 3 km de su cabecera. Los límites naturales de la cuenca están determinados en el partido de La Plata hacia el SE, en sus nacientes, por la divisoria de aguas con el río Samborombón, al NE (noreste) por la divisoria de aguas con el arroyo Pereyra, al SE por la divisoria de aguas con el arroyo Rodríguez, y al su zona de descarga se halla canalizada a fin de que sus aguas escurran rápidamente hacia el Río de La Plata (Banda Noriega y Ruiz de Galarreta, 2002; Hurtado et al., 2006).

Como consecuencia de las actividades antrópicas vinculadas a la producción agrícola y a la urbanización, ambos arroyos han sido fuertemente modificados a partir de rectificaciones, canalizaciones, dragados y entubados. El uso del suelo de ambos arroyos es AU, localizándose en el sector superior de sus cuencas un área productiva mixta conocida como cinturón hortícola platense, cerca de la ciudad de La Plata. Se trata de un complejo entramado de tierras destinadas a la agricultura intensiva bajo cubierta (incluidas actividades de 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 sectores medios e inferiores de las cuencas exhiben un uso de suelo que varía de periurbano a urbano, que en el caso del A° del Gato representa el 38% de la superficie de su cuenca y concentra el 65% de los habitantes del partido de La Plata (322000 habitantes). Mientras que para el A° Carnaval representa el 19% de la superficie de su cuenca y alberga alrededor de 40000 habitantes (Del Puerto et al., 2020).

Los bañados de desborde fluvial de estos arroyos presentan superficies reducidas debido a los cambios hidrológicos relacionados con los dragados y canalizaciones realizados en las últimas décadas, que como consecuencia presentan una longitud promedio de 1451 y 843 m respectivamente, y una profundidad promedio de 0,24 m. Además, la excesiva extracción de agua para riego de cultivos y para el abastecimiento de la ciudad de La Plata y sus alrededores ha provocado el descenso local de los niveles freáticos, particularmente en el sector sur de la ciudad, por lo que estos cursos de agua se

han desvinculado del agua subterránea. Esta situación ha sido señalada por Capítulo et al. (2020) como la mayor causa de la pérdida del aporte de agua subterránea al caudal base. Cabe destacar que, adicionalmente, una parte del caudal tiene su origen por el aporte de aguas residuales y de los excedentes del riego, por lo que, como consecuencia genera un flujo de agua semipermanente, incluso en períodos sin precipitaciones (Figura 7 y 8).

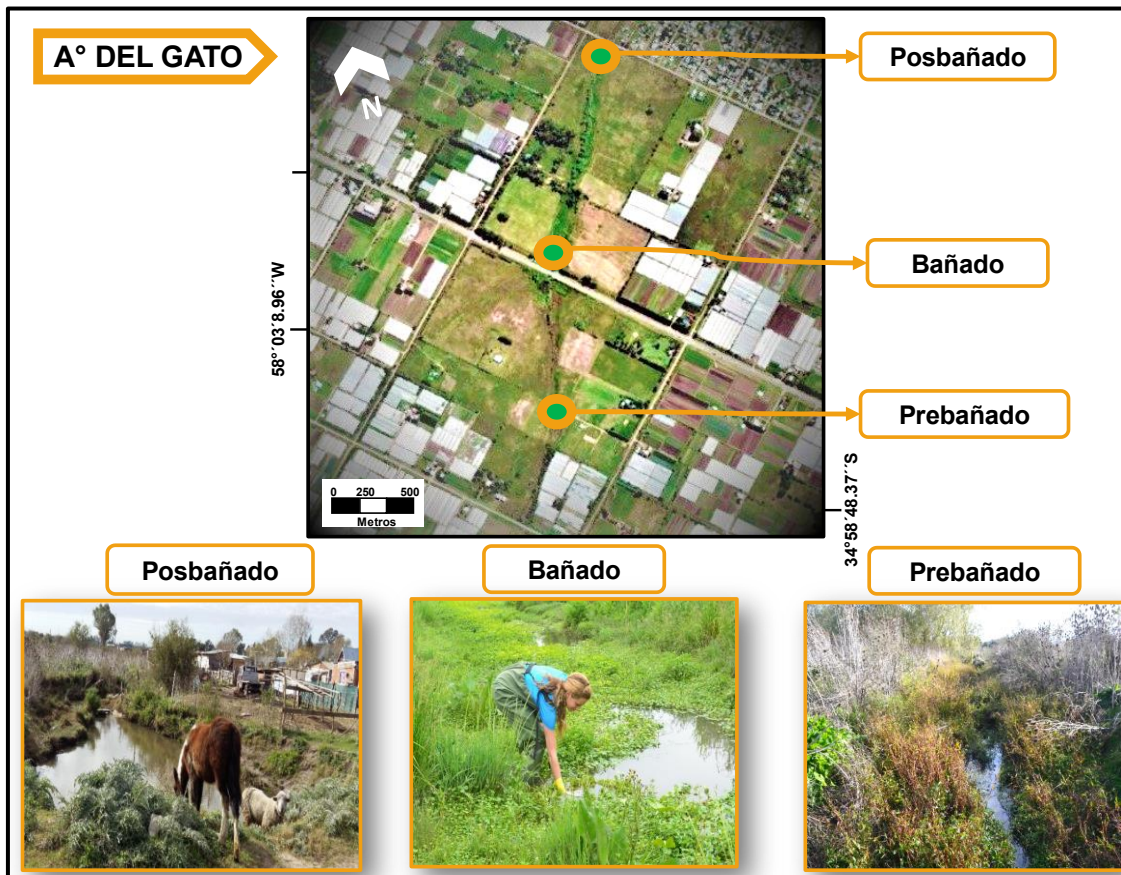


Figura 7: Relevamientos fotográficos realizados sobre los sitios de muestreo del A° del Gato (prebañado, bañado y posbañado), NE de la Provincia de Buenos Aires, Argentina.

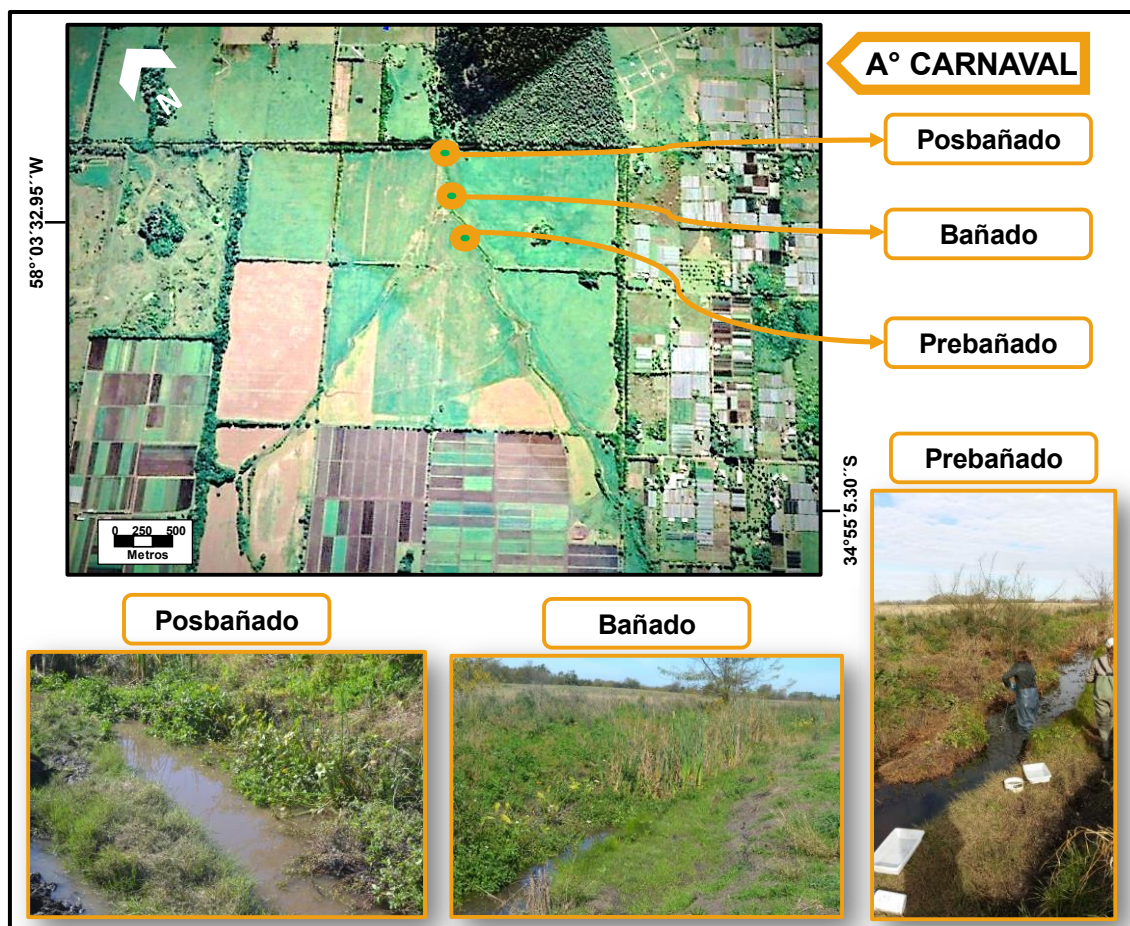


Figura 8: Relevamientos fotográficos realizados sobre los sitios de muestreo del A° Carnaval (prebañado, bañado y posbañado), NE de la Provincia de Buenos Aires, Argentina.

◆ ARROYO CAJARAVILLAS

El Arroyo Cajaravillas se encuentra dentro de la Cuenca Pescado del Sauce-Difuntos-Cajaravillas, la mas grande del Partido de La Plata (con una superficie aproximada de 211,37Km²). El curso principal presenta afluentes secundarios, destacándose los arroyos Difuntos y Cajaravilla, entre otros, que fluyen en dirección SO-NE. El último de los arroyos mencionados es el principal afluente, aunque gran parte de su recorrido se ubica en el partido de Magdalena (Hurtado et al., 2006).

◆ **ARROYO CHUBICHAMINÍ**

El Arroyo Chubichaminí se encuentra dentro de la Cuenca Cañada de Arregui, ubicada en el Partido de Magdalena; sus afluentes principales son el Arroyo Chubichaminí y el Arroyo Espinillo que corren en dirección SO-NE.

Ambos cursos de agua conservan su morfología natural en toda su extensión y se caracterizan por poseer un caudal base de carácter permanente, aún durante períodos de sequía. El principal uso del suelo es el AG, con ganadería extensiva sobre pasturas naturales (menos de 0,7 vacas/ha), con parcelas dispersas de producción de soja y otros cultivos. Además, en sus cuencas de drenaje se encuentran pequeños centros urbanos que en conjunto no superan los 5000 habitantes (Del Puerto et al., 2020)

Los bañados de desborde fluvial asociados se encuentran bien preservados, conservando su conexión con el agua subterránea y presentando una longitud promedio de 1277 y 1171 m respectivamente y 0,4 m de profundidad promedio (Figura 9 y 10).

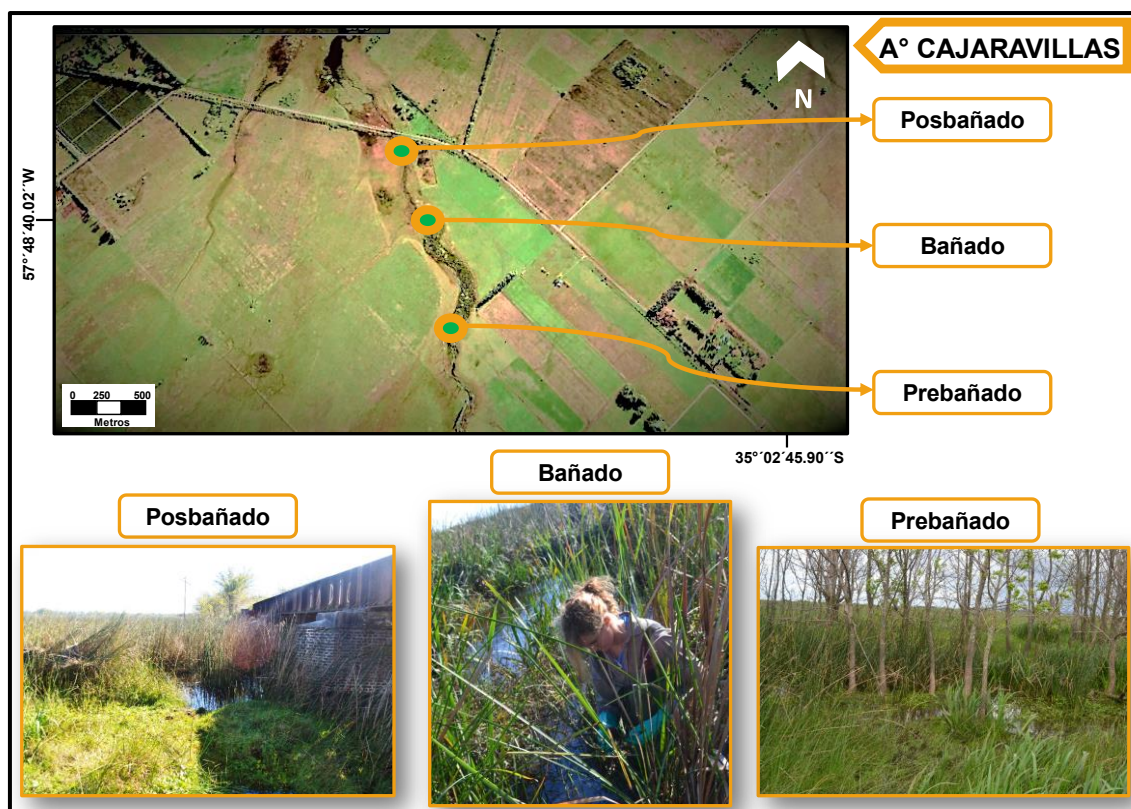


Figura 9: Relevamientos fotográficos realizados sobre los sitios de muestreo del A° Cajaravillas (prebañado, bañado y posbañado), NE de la Provincia de Buenos Aires, Argentina.

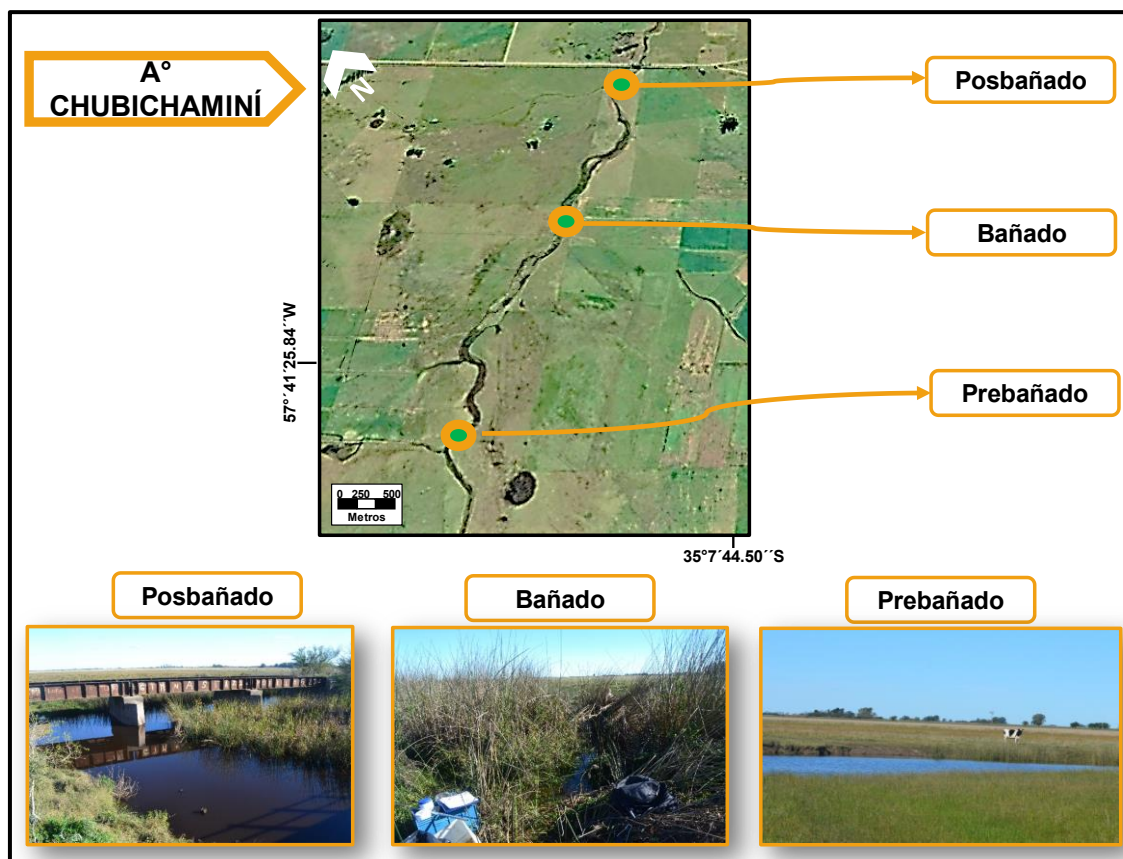


Figura 10: Relevamientos fotográficos realizados sobre los sitios de muestreo del A° Chubichaminí (prebañado, bañado y posbañado), NE de la Provincia de Buenos Aires, Argentina.

3.7 Diseño de muestreo

El diseño de muestreo que se selecciono es del tipo multimétrico, en la Figura 11 se presenta un esquema simplificado del estudio que será ampliado en las secciones y capítulos siguientes.

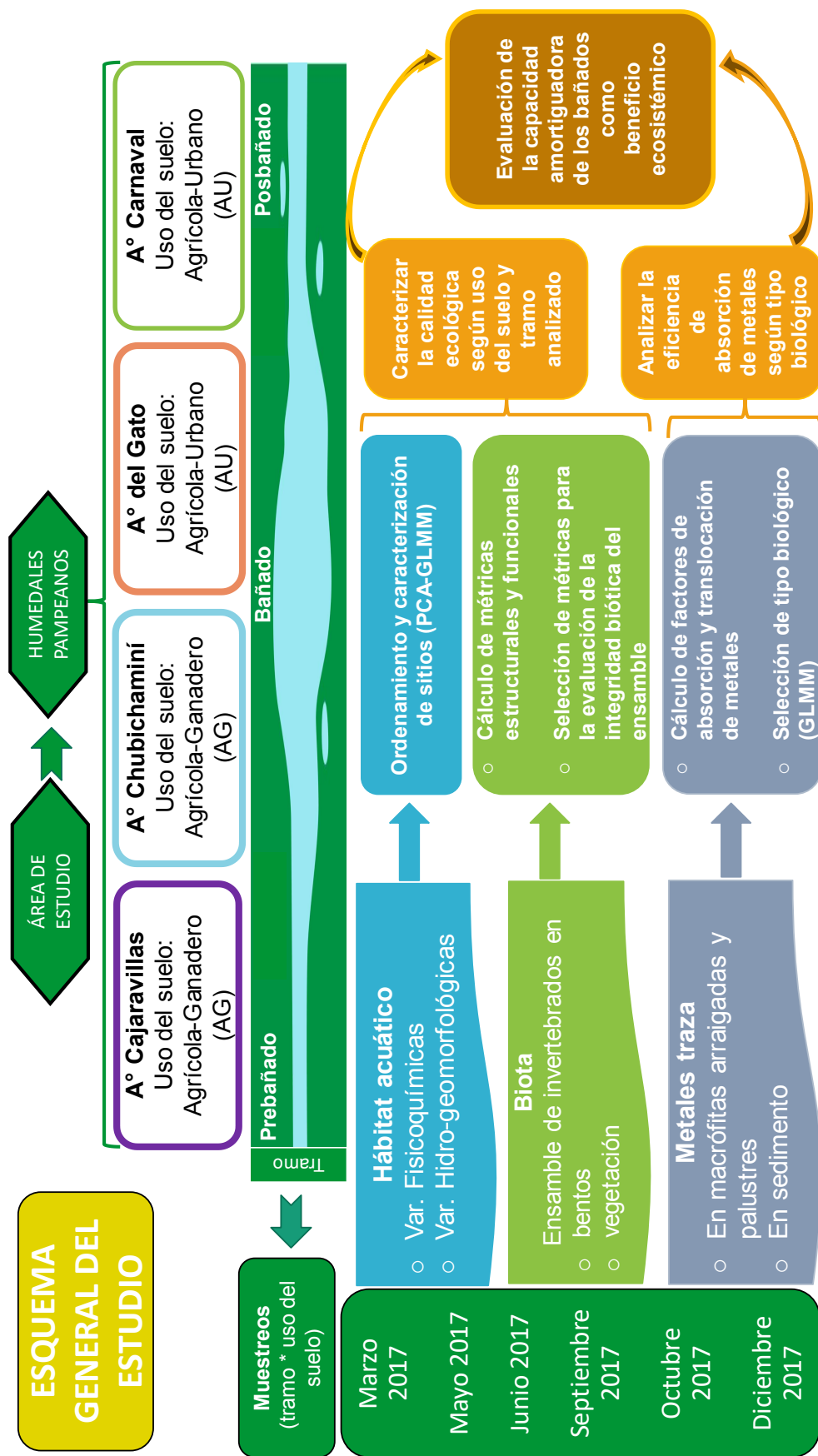


Figura 11: Esquema simplificado del presente estudio, marco conceptual multimétrico.

3.8 COLECTA Y PROCESAMIENTO DE DATOS

Se realizó una campaña de pre-muestreo durante los meses de octubre y noviembre del año 2016. El objetivo fue seleccionar 4 humedales pampeanos del NE de la Provincia de Buenos Aires de la lista de humedales previamente detectados a través del programa Google Earth Pro (versión libre del programa Google Earth). Además, se pusieron a punto técnicas de colecta de datos y detección de metales traza que serían utilizadas en las campañas siguientes.

Durante el año 2017 se realizaron 6 campañas de muestreo en los meses de marzo, mayo, junio, septiembre, octubre y diciembre. En cada arroyo las muestras fueron tomadas en los 3 tramos mencionados (prebañado, bañado y posbañado). En cada sitio seleccionado (arroyo*tramo) se tomaron datos físicoquímicos, hidro-geomorfológicos, meteorológicos, y muestras de los organismos presentes en el bentos y la vegetación, así como muestras de las especies de macrófitas.

3.8.1 Parámetros físicoquímicos e hidro-geomorfológicos

Las metodologías utilizadas para la obtención de los parámetros físicoquímicos e hidro-geomorfológicos se explican a continuación en las Tablas 3 y 4.

Tabla 3: Metodología utilizada para la obtención de los parámetros físicoquímicos

Tipo de parámetro	Parámetro medido	Técnica
FÍSICOQUÍMICO	Oxígeno disuelto (mg/lit) Conductividad (Ms/cm) pH Temperatura (°C) Saturación de oxígeno (%) Potencial Óxido-Rédox (ORP) Total de Sólidos Disueltos (TDS) Turbidez (NTU).	Obtenidos mediante sensor multiparamétrico Horiba (U-10). Las muestras fueron tomadas por triplicado sobre agua libre y sobre vegetación, registrándose un total de 6 medidas por cada sitio y fecha de muestreo.
	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	Determinada luego de 5 días de incubación a 20°C (APHA, 2012).
	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Obtenida luego de oxidar la muestra de agua con dicromato de potasio en medio ácido (APHA, 2012)
	Fosfato (PO ₄)	Las muestras de agua fueron filtradas con membranas de tamaño de poro 0,45-µm(Sartorius), se determinaron las concentraciones mediante el método colorimétrico en el laboratorio de Química del Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuet (ILPLA) siguiendo la metodología de APHA (2012).
	Nitrito (NO ₂)	
	Nitrato (NO ₃)	
	Amonio (NH ₄)	
	Cinc en sedimento y vegetación*	Espectrofotometría de absorción atómica.
	Cromo en sedimento y vegetación*	Espectrofotometría de absorción atómica.
	Cobre en sedimento y vegetación*	Espectrofotometría de absorción atómica.

* metodología desarrollada en la sección 3.8.3

Tabla 4: Metodología utilizada para la obtención de los parámetros hidro-geomorfológicos.

Tipo de parámetro	Parámetro medido	Técnica
HIDROGEOMORFOLÓGICO	Velocidad de corriente (m/seg)	Medida en agua libre y en la vegetación con caudalímetro digital (Mini Water 20; rango de medición entre 0,02 y 5 m/seg). Las muestras fueron tomadas por triplicado en cada sitio en cada fecha de muestreo.
	Ancho mojado (m)	Medido por triplicado utilizando cinta métrica. Las muestras fueron tomadas por triplicado en cada sitio en cada fecha de muestreo.
	Profundidad media (m)	Medida a intervalos regulares mediante el empleo de una vara de 1,5 m graduada en centímetros. Las muestras fueron tomadas por triplicado en cada sitio en cada fecha de muestreo.
	Caudal (m ³ /seg)	Calculado mediante el método de integración de áreas, utilizando la velocidad de la corriente medida y el área de la sección del tramo (Elosegi y Sabater, 2009). Las muestras fueron tomadas por triplicado en cada sitio en cada fecha de muestreo.
	Sólidos suspendidos totales (SST)(mg/L)	Empleando un filtro premuflado (0,45 µm) se filtró 250 cm ³ de agua del arroyo, se secó en estufa a 60°C durante 48 hs hasta peso constante y se obtuvo el peso seco. Luego fue calcinado durante 4 hs a 500°C para obtener el peso seco libre de cenizas. Finalmente se calculó la fracción orgánica de SST (APHA, 1998). Las muestras fueron tomadas por triplicado en cada sitio en cada fecha de muestreo.
	Materia orgánica (%)	Las muestras fueron secadas en estufa a 60°C hasta obtener peso constante (PS) (aproximadamente 48 hs) y se calcinaron en mufla a 500°C durante 4 horas obteniéndose el peso seco libre de cenizas (AFDW). El %MO fue calculado como: $(PS-AFDW) * 100 / PS$. Las muestras fueron tomadas por triplicado en cada sitio en cada fecha de muestreo.
	Granulometría del sedimento	La fracción “grava” (> 500 µm) y “arena” (entre 500 µm y 62,5 µm) se separaron por medio de tamices y las fracciones más finas (“arcilla” y “limo”) por medio del método de la pipeta (Folk, 1974; APHA, 1998). Las muestras fueron solo tomadas en el mes septiembre 2017 y por triplicado
Cobertura de macrófitas (%)	A través del uso de claves regionales se identificó cada planta al menor nivel posible y se clasificaron dependiendo de su tipo biológico (Lahitte et al., 2004). Para calcular el porcentaje de cobertura se utilizó el método de estimación visual (Galatowitsch et al., 2000).	

Los datos de precipitaciones fueron obtenidos a partir de la información registrada en la estación meteorológica (Davis Vantage Pro2) instalada en el área de estudio para todas las fechas de muestreo durante los meses de estudio (excepto marzo).

Con el objetivo de analizar la estructura del ensamble de macrófitas en los distintos sitios, se analizó el porcentaje de cobertura relativa de cada taxa en función de la cobertura total utilizando la siguiente fórmula:

$$\% \text{ cob relat} = \frac{\% \text{ cob}_i * \% \text{ cob}_t}{100\%}$$

Donde cob_i es la cobertura de la especie i y cob_t la cobertura total. En base a estas abundancias se aplicó el índice de diversidad de Shannon y Wiener (Shannon y Weaver, 1949), la riqueza taxonómica y la equitatividad utilizando el programa PAST version 3.2 (Hammer et al., 2001).

Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H'): Es uno de los índices más utilizados en ecología como medida de valoración rápida del estado de salud de los humedales con distinto nivel de degradación (Tangen et al., 2003; Kostecke et al., 2005; Chipps et al., 2006).

- Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una comunidad (Magurran, 1988; Ravera, 2001). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i$$

donde:

H' = índice de Shannon-Wiener (nats.in v^{-1})

p_i = proporción del taxa i en la muestra dada por $n_i S^{-1}$, donde n_i = n° de individuos del taxa i .

S = n° de taxa en la muestra.

Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Moreno, 2001).

- *Índice de Equitatividad de Pielou:* mide la proporción de la diversidad

observada con relación a la máxima diversidad. Es decir, analiza con qué grado de igualdad están representadas las especies presentes en una muestra. Cuando las abundancias de una muestra son similares, el valor arrojado por el índice es máximo, mientras que cuando son muy diferentes el valor del índice se acerca a cero (Magurran, 1988).

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

donde:

J' = índice de Pielou

H' = índice de Shannon-Wiener

S = n° de taxa en la muestra

3.8.2 Metales traza

En sedimento

En cada sitio seleccionado se recolectaron muestras de sedimento ($n=3$) utilizando un tubo de arrastre no metálico previamente lavado con agua deionizada y ácido nítrico diluido. La recolección se realizó hasta una profundidad de 10 cm evitando el contacto con las rizósfera. Éstas son zonas de interacción entre los microorganismos presentes en las raíces con los compuestos orgánicos e inorgánicos, donde los metales podrían estar inmovilizados y concentrados allí, sesgando de esta manera la representatividad de la muestra. Luego las muestras fueron almacenadas en frío y llevadas al laboratorio. En total, se recolectaron 216 muestras de sedimento.

Los sedimentos almacenados en frío se separaron en el laboratorio para analizar la concentración de metales traza, el porcentaje de materia orgánica (MO) y la granulometría. Para los dos primeros análisis se colocó una submuestra de cada sitio en crisoles de cerámica y se secaron en estufa a 60 °C hasta llegar a peso constante (aproximadamente 48 hs). Luego, por un lado, se procedió al análisis del porcentaje de MO (ver Tabla 4), y por el otro al procesamiento de metales traza siguiendo la metodología propuesta por Levei et al. (2010), Figura 12:

- Los sedimentos secos fueron triturados hasta obtener un tamaño <1,0 mm de grano;
- Se digirieron 2 gr de sedimento con "aqua regia", una mezcla de HNO₃ concentrado (7 ml) y HCl (21 ml);
- La mezcla se calentó en una placa hasta que se produjo una ebullición incipiente para lograr la digestión completa del sedimento y luego se dejó enfriar;
- La mezcla fría se filtró a través de papel de filtro N° 0,45 micras para eliminar cualquier residuo cristalino fino;
- Finalmente, el filtrado se diluyó en 100 ml de agua deionizada y almacenó en frascos de polipropileno en frío.

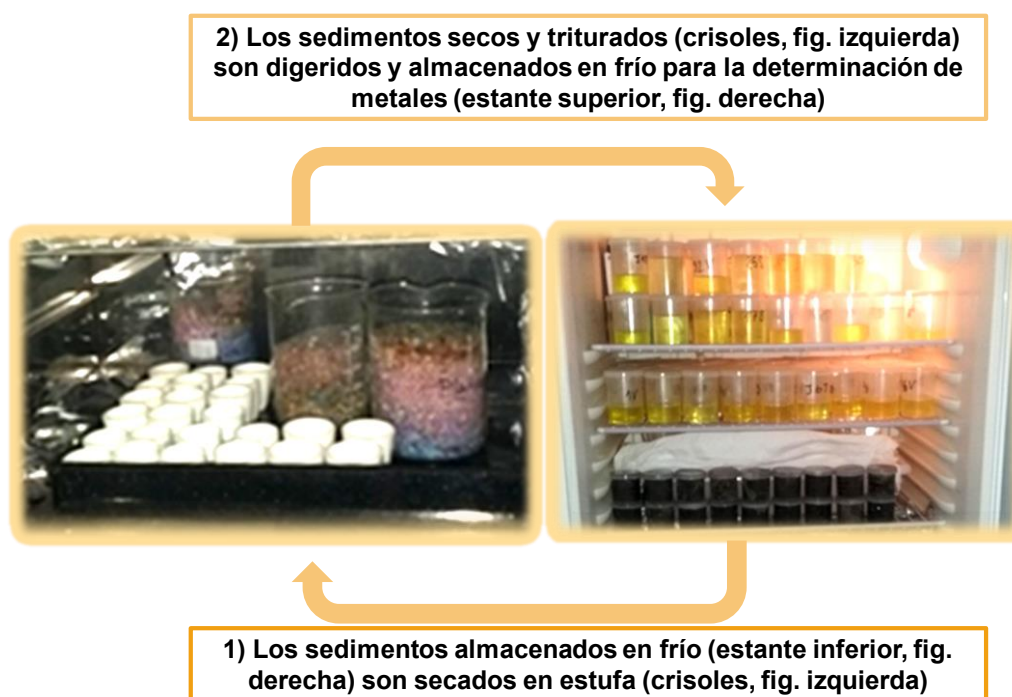


Figura 12: Etapas del procesamiento de muestras de sedimento para el análisis de metales traza.

En macrófitas

Con el objetivo de determinar la concentración de metales traza en macrófitas, se recolectaron y seleccionaron especies de los tipos biológicos palustre y flotante arraigada que cumplieran con los siguientes requisitos:

- ✓ ser las más abundantes y dominantes en el sitio seleccionado,
- ✓ ser perennes,

- ✓ estar registradas en la bibliografía como especies con capacidad fitorremediadora (Vardanyan et al., 2006; Greenway, 2007; Dhir et al., 2009; Rosa et al., 2014),
- ✓ ser nativas (preferentemente)

En total se seleccionaron 8 especies de macrófitas, de las cuales 6 fueron palustres: *Typha latifolia* L., *Sagittaria montevidensis* Cham. y Schltdl., *Iris pseudacorus* L., *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják, y *Eleocharis bonariensis* Nees; y 3 flotantes arraigadas: *Polygonum punctatum* Elliot, *Hydrocotyle bonariensis* Lam. y *Ludwigia peploides* (Kunth). P.H. Raven, (Figura 13). Todas las especies de ambos tipos biológicos seleccionadas cumplieron con los requisitos previamente expuestos, a excepción de *I. pseudacorus* y *P. punctatum* por no ser nativas.



Figura 13: Especies de macrófitas seleccionadas pertenecientes a los tipos biológicos palustres: (a) *Typha latifolia* L.; (b) *Sagittaria montevidensis* Cham. y Schtdl; (c) *Iris pseudacorus* L.; (d) *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják; (e) *Eleocharis bonariensis* Nees; y flotantes arraigadas: (f) *Polygonum punctatum* Elliot; (g) *Hydrocotyle bonariensis* Lam.; (h) *Ludwigia peploides* (Kunth). P.H. Raven

En cada sitio seleccionado se recolectaron por triplicado muestras de macrófitas palustres y flotantes arraigadas, utilizando dos estrategias de muestreo distintas debido a las diferentes características de los tipos biológicos. Por un lado, para la vegetación flotante arraigada que forma “carpetas vegetales” en el agua, es decir manchones vegetales extensos flotando en el mismo espacio, se utilizó un cuadrado de 30x30 cm, con una malla de 250 μm (Elosegui y Sabater, 2009). Por otro lado, para la toma de muestras de las macrófitas palustres se aplicó una segunda técnica debido a que éstas especies desarrollan tallos desnudos con una estructura muy cerrada. En este caso se utilizó un cuadrado de plástico de 30 cm por 35 cm sin malla de apertura ya que no se pretendía recolectar invertebrados asociados a éste tipo biológico. Todo el volumen del cuadrado fue completado con los individuos de la especie seleccionada, y luego con un cuchillo de cerámica se extrajo el tejido radical retirando de esta manera por completo todo el material vegetal.

Las muestras fueron colocadas en bolsas de plástico previamente lavadas con agua deionizada y ácido nítrico diluido, y trasladadas en frío al laboratorio. En total, se recolectaron 408 muestras de macrófitas, de las cuales 201 correspondieron a tipo biológico palustre y 207 al flotante arraigada. La determinación del material vegetal se realizó en el Laboratorio de Bentos del Instituto de Limnología Raúl.A Ringuelet (ILPLA), con la ayuda de personal técnico a cargo y de claves botánicas estándar regionales para su determinación: Cabrera y Fabris (1948) y Lahitte et al. (2004).

En el laboratorio las muestras de macrófitas de cada sitio fueron lavadas cuidadosamente con agua destilada y luego con agua deionizada para eliminar los restos de perifiton, sedimentos e invertebrados que quedaran adheridos al tejido. Estos invertebrados fueron utilizados luego para el análisis de ensamble en el caso de las macrófitas flotantes arraigadas.

Para la determinación de la concentración de metales traza se siguió la metodología propuesta por Sadler y Rynja (1992) y O'Halloran et al. (1997):

- Cada macrófita se separó en sus diferentes tejidos: raíces, tallos y hojas, que fueron almacenados en papel aluminio y secados en estufa a 60 °C hasta llegar a peso seco constante (aproximadamente 72 °C horas), Figura 14;

- El material seco se trituró hasta un tamaño de partícula de aproximadamente 1 mm. Luego la muestra se almacenó en papel de aluminio a temperatura ambiente durante no más de un mes, hasta la digestión húmeda;
- Por un lado, para el análisis del Factor de Absorción se utilizaron muestras homogeneizadas (es decir que se tomó material de los tres tejidos de cada planta de forma equitativa hasta alcanzar 2 gr de muestra total). Por otro lado, para el análisis del Factor de Translocación y los Coeficientes de Enriquecimiento Radical y Foliar, se utilizaron muestras diferenciadas (es decir que cada muestra estaba formada por 2 gr de cada tejido por separado).
- Luego todas las muestras se digirieron por separado con una secuencia de ácidos concentrados de grado analítico (HNO_3 : HClO_4 : HCl , en una relación 10: 2: 5);
- Cada mezcla se calentó en una placa hasta que se produjo una ebullición incipiente para lograr la digestión completa de los tejidos;
- Una vez que la mezcla se encontraba fría, se filtró a través de papel de filtro N° 0,45 micras para eliminar cualquier residuo cristalino fino;
- Finalmente, el filtrado se diluyó a 50 ml con agua deionizada y almacenó en frascos de polipropileno en frío.

1) Muestras de vegetación almacenadas en bolsas de plástico en frío



2) Muestras de vegetación almacenadas en papel aluminio y secadas en estufa

Figura 14: Etapas del procesamiento de muestras de vegetación para el análisis de metales traza.

Los metales traza seleccionados para ser analizados en sedimento y macrófitas fueron cadmio (Cd), cobre (Cu), cinc (Zn) y cromo (Cr), debido a su frecuente detección en sitios con usos del suelo similares (Ferreira, 2015; López Van Oosterom, 2014; Rimoldi et al., 2018). Las mediciones, tanto para el sedimento como para las muestras homogeneizadas de macrófitas, se realizaron mediante un espectrofotómetro de absorción atómica (Buck 200) en el Laboratorio de Química Analítica del ILPLA (Figura 15). La concentración de metales traza en las muestras diferenciadas de macrófitas se analizaron utilizando un equipo de espectrofotometría de absorción atómica de llama (Thermo Elemental Solaar M5) en el Laboratorio de Química Ambiental y Biogeoquímica (LAQAB). Las longitudes de onda a las que se detectaron los diversos metales en el ILPLA fueron las siguientes: Cd: 228,8 nm, Cu: 325,5 nm, Cr: 357 nm y Zn: 213,9 nm, y en el LAQAB: Cu: 324,8 nm, Cr: 357,9 nm y Zn:

213,9 nm. Los límites de detección utilizados fueron para Cd: 0,018 mg/L, Cu: 0,006 mg/L, Cr: 0,006 mg/L y Zn: 0,023 mg/L. Mientras que los límites de cuantificación fueron: Cd: 0,059 mg/L, Cu: 0,02 mg/L, Cr: 0,02 mg/L y Zn: 0,08 mg/L. La calidad de los análisis se evaluó utilizando pseudorréplicas del sedimento en cada sitio de muestreo, muestras blanco, y una muestra de suelo de referencia 1646a de sedimento de estuario. Luego de calcular los valores promedio, el contenido de metales traza en sedimento se expresó en $\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$ y el de las macrófitas en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de peso seco.

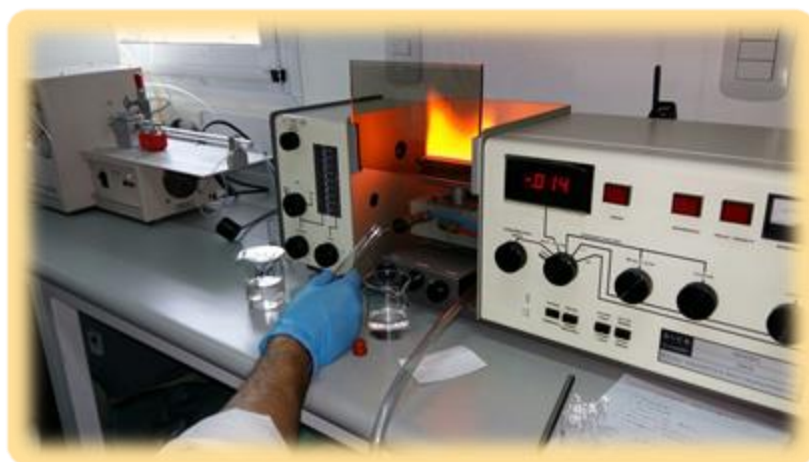


Figura 15: Medición de metales traza con espectrofotometría de absorción atómica en el Laboratorio de Química del ILPLA.

3.8.3 Invertebrados acuáticos en sedimento y macrófitas

Para la recolección del ensamble de invertebrados presentes en el sedimento se tomaron muestras en cada sitio y fecha de muestreo con draga Eckman de 100 cm^2 de superficie por triplicado. En total fueron tomadas 216 muestras que fueron fijadas *in situ* con formaldehído al 5% (v/v) para su posterior procesamiento en el laboratorio (Barbour et al., 1999).

Para el análisis del ensamble de invertebrados en las macrófitas se optó por tomar muestras sólo de las macrófitas flotantes arraigadas, ya que este tipo biológico representa mejor los atributos propios del ensamble por poseer mayor complejidad estructural que el tipo palustre. Esto se explica en numerosos trabajos que asocian la complejidad estructural de la vegetación acuática con una mayor abundancia de invertebrados (por mayor disponibilidad de espacio para los pequeños individuos como refugio y / o alimento) y con una mayor

riqueza (por el aumento en el número de nichos); (Arias, 2019; Ferreiro et al., 2014; Paz, 2019; Walker et al., 2013).

Como se detalló en la sección 3.8.2 para la toma de muestras de la vegetación se utilizó un cuadrado de 30x30 cm, con una malla de 250 μm , que se colocó por debajo de la “carpeta vegetal” y se levantó en un solo movimiento. Los grupos de invertebrados recolectados y considerados en los posteriores análisis fueron hipo y epineustonicos, epi e hipofíticos (estos últimos por estar asociados a las raíces), excluyendo a los voladores que visitaban esporádicamente la vegetación (tales como Aphidae y Thisanoptera).

Tanto las muestras de sedimento como las de vegetación fueron lavadas en el laboratorio utilizando tamices de 500 μm de apertura de malla para la retención de los invertebrados, teñidas con Eritrosina B y conservadas en alcohol al 70% en tubos debidamente rotulados (Rodrigues Capítulo et al., 2009). En los casos donde la muestra era muy abundante se procedió a la obtención de alícuotas representativas (25 o 50 %) mediante el fraccionador tipo Folsom (Sánchez-Rueda y Ponce, 1996). Posteriormente, el material retenido se observó bajo microscopio estereoscópico (lupa) y se determinó hasta el menor nivel taxonómico posible con ayuda de claves taxonómicas generales (Merrit et al., 2008) y regionales (Lopretto y Tell, 1995; Domínguez y Fernández, 2009), Figura 16.

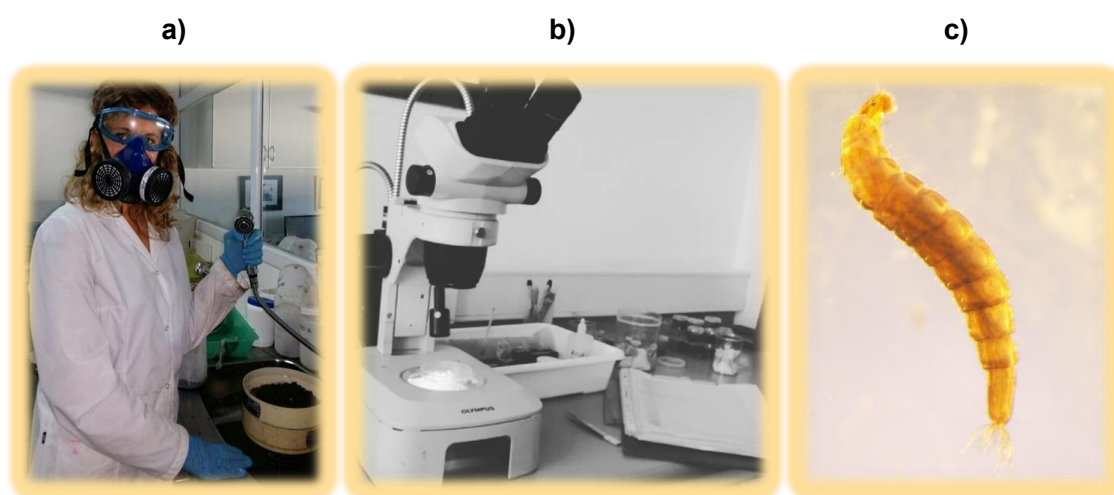


Figura 16: Etapas del proceso de análisis del ensamble de invertebrados en muestras del bentos: **a)** filtrado del sedimento con tamices, **b)** observación del material bajo lupa, **c)** identificación taxonómica.

Debido a que no todos los organismos pudieron ser determinados al nivel de especie, se decidió analizarlos con el nivel más bajo de determinación posible en cada grupo. Por lo tanto, los valores de “riqueza específica” se refirieron como “riqueza taxonómica”. En aquellos casos en donde no fue posible realizar una correcta identificación, el material fue enviado con tal propósito a distintos especialistas.

3.9 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

3.9.1 Parámetros fisicoquímicos e hidro-geomorfológicos

Correlaciones utilizadas para la selección y evaluación de métricas

Se emplearon los coeficientes de correlación de Pearson para analizar la existencia de relaciones de colinealidad entre los parámetros fisicoquímicos e hidro-geomorfológicos registrados. Para ello se utilizó el paquete Corrplot (Wei y Simko, 2016) en el software estadístico R versión 3.6.1 (R Development Core Team, 2016), con un nivel de significancia del p-valor mayor a 0,05 y r-valor mayor a 0,6 para todas las pruebas.

Ordenamiento de sitios según características ambientales

Con el objetivo de realizar una caracterización de los arroyos y un ordenamiento de los sitios en función de las variables fisicoquímicas e hidro-geomorfológicas medidas, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA, por sus siglas en inglés: Principal Component Analysis). Para este análisis se excluyeron las variables colineales resultantes de las correlaciones no paramétricas realizadas previamente, y se incluyeron los promedios de las variables fisicoquímicas e hidro-geomorfológicas tomadas en cada sitio y fecha de muestreo previamente estandarizadas y centradas (OD, fosfato, nitrito, amonio, DQO, DBO, ancho mojado, profundidad media, % MO, SST, TDS, ORP, % arcillas, % limo y % cobertura de macrófitas). Posteriormente, se realizó un gráfico biplot para analizar el ordenamiento de los sitios en función de las variables significativas, y se utilizó el criterio de Kaiser-Guttman que toma

eigenvalores mayores a 1 para decidir cuántos componentes serían retenidos en el análisis (Guttman, 1954; Kaiser, 1961).

Todos los análisis de ordenamiento y transformación de los datos se realizaron con el paquete estadístico CANOCO para Windows versión 4.02 (Ter Braak y Verdonschot, 1995) y con el paquete factextra (Kassambara y Mundt, 2017) en el software estadístico R versión 3.6.1 (R Development Core Team, 2016).

Relaciones entre los parámetros ambientales con los usos del suelo y tramos en la dimensión temporal

Se evaluó el efecto de los factores uso de suelo, tramo seleccionado y su interacción sobre los parámetros fisicoquímicos e hidro-geomorfológicos realizando modelos lineales generalizados mixtos (GLMM, por sus siglas en inglés: Generalized linear mixed model).

Las variables predictoras para todos los modelos (factores fijos) se denominaron “Uso” (en referencia al uso del suelo), compuesta por 2 niveles: AG y AU (agrícola-ganadero y agrícola-urbano respectivamente), y “Tramo” compuesta por 3 niveles: prebañado, bañado y posbañado. Se utilizaron dos factores aleatorios para modelar la falta de independencia temporal y espacial de la base de datos: “Mes” (el mes de muestreo, con 6 niveles: marzo, mayo, junio, septiembre, octubre y diciembre) anidado en “Arroyo” (con 4 niveles: A° del Gato, A° Carnaval, A° Cajaravillas y A° Chubichamini). La fórmula de los modelos fue la siguiente:

$$Y_{ijk} = \beta_1 + \beta_2 \times \text{Uso}_{ijk} + \beta_3 \times \text{Tramo}_{ijk} + \beta_4 \text{Uso}_{ijk} * \text{Tramo}_{ijk} + a_k + a_{jk} + \varepsilon_{ijk}$$

Donde:

$a_k \sim N(0, \sigma^2_{\text{arroyo}})$: intercepto aleatorio que representa la variación entre arroyos.

$a_{jk} \sim N(0, \sigma^2_{\text{mes}})$: intercepto aleatorio que representa la variación entre meses dentro de un mismo arroyo.

$\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$: los errores, y representan la variabilidad dentro de los meses.

En el modelo realizado para la granulometría, el efecto aleatorio correspondiente al “Mes” fue omitido debido a que las muestras fueron tomadas sólo en septiembre.

Los modelos se seleccionaron empleando un enfoque automático paso a paso hacia atrás mediante el comando "drop1" (el cual analiza cada variable explicativa en una distribución Chi-cuadrado). La evaluación del ajuste de cada modelo seleccionado se realizó analizando posibles patrones en los residuos, siguiendo los protocolos de Zuur et al. (2009). Luego se realizaron comparaciones a posteriori (Tukey) para observar las diferencias. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software R, Versión 3.6.1 (R Development Core Team, 2016), y los paquetes laticce (Sarkar, 2008), lme4 (Bates et al., 2015) y multcomp (Hothorn, et al., 2016).

3.9.2 Sedimento

Cálculo de métricas

Para evaluar el grado de contaminación por metales traza en sedimentos se calculó el Índice de Carga de Contaminación (PLI, por sus siglas en inglés: Pollution Load Index) definido por Tomlinson et al. (1980). Este índice se basa en el Factor de Concentración (FC) de cada metal, que se define como el cociente obtenido entre la concentración del metal traza i en la muestra de sedimento, con la concentración del mismo metal traza de base (correspondiente al sedimento no contaminado para la región).

$$FC_i = \frac{[\text{metal traza } i \text{ de muestra}]}{[\text{metal traza } i \text{ de base}]}$$

Para cada sitio de muestreo, el PLI se calculó como la raíz enésima del producto FC obtenido para cada metal traza. Los valores de PLI cercanos a 1 indican concentraciones de metales cercanas a las pautas de calidad, mientras que los valores superiores a 1 indican contaminación de sedimentos.

$$PLI = \sqrt[n]{(FCi \times FCii \times FCiii \dots \times FCn)}$$

En Argentina no existen pautas nacionales de calidad para los sedimentos, por lo tanto, se utilizaron los valores guía establecidos para la Pauta de Calidad del Sedimento Provisional (ISQG, por sus siglas en inglés: Sediment Quality Guideline) y el Nivel de Efecto Probable (PEL, por sus siglas en inglés: Probable Effect Level) proporcionado por las pautas canadienses de toxicidad de sedimentos de ambientes de agua dulce establecidos en la Guía Canadiense para la Protección de la Biota Acuática (CCME, 2002). El SQG y el PEL se usan para definir tres rangos de concentraciones químicas según sus efectos biológicos adversos: aquellos que son raros (< SQG), ocasionales (entre el SQG y el PEL), y frecuentes (> PEL) están asociados con efectos biológicos adversos.

Relaciones entre metales traza en sedimento con los usos del suelo y tramos en la dimensión temporal

Se evaluaron las variaciones en las concentraciones de metales traza en sedimento utilizando tres modelos GLMM para las variables respuesta concentración ([]) de Cr, concentración ([]) Cu y concentración ([]) Zn. Para la primer variable respuesta se utilizó la familia de distribución Gaussian (función de enlace: identidad) y para las dos últimas Gamma (función de enlace: log), utilizando una estimación de máxima verosimilitud o REML.

Se utilizó misma versión de R, paquetes estadísticos y variables predictoras y aleatorias que aquellas utilizadas para los modelos correspondientes a los parámetros físicoquímicos e hidro-geomorfológicos. Del mismo modo, los modelos fueron seleccionados empleando el comando "drop1" y evaluando su ajuste con el patrón de distribución de los residuos.

3.9.3 Macrófitas

Cálculo de métricas

Se calcularon las medidas estadísticas: media (\bar{x}), error estándar (E.E), valor máximo (Max) y valor mínimo (Min) de todas las concentraciones de metales traza de las muestras homogeneizadas de las 8 especies de macrófitas

recolectadas. Además se calculó el Factor de Absorción (FA) de cada especie, el cual corresponde a una adaptación del Factor de Bioconcentración (BCF, por sus siglas en inglés: Bioconcentration Factor), utilizado para plantas hiperacumuladoras que crecen en suelos ricos en metales en zonas tropicales (Ali et al., 1998). El FA indica la eficiencia de cada especie en absorber y concentrar metales traza en sus tejidos (FA > 1 indica alta eficiencia, FA < 1 indica baja eficiencia). Se expresa como el porcentaje de la relación entre la concentración del metal traza *i* en los tejidos vegetales con la concentración del metal traza *i* en el sedimento:

$$FA_i = \frac{[\text{metal traza } i] \text{ tejidos vegetales}}{[\text{metal traza } i] \text{ sedimento}} \times 100$$

Para evaluar si las macrófitas seleccionadas tenían el potencial de translocar metales traza y conocer dónde lo acumulan, se utilizó el Factor de Translocación (FT) (Stoltz y Greger, 2002). El cual se define como el cociente entre la concentración del metal traza *i* en el tejido foliar con la concentración del metal traza *i* en el tejido radical:

$$FT_i = \frac{[\text{metal traza } i] \text{ tejido foliar}}{[\text{metal traza } i] \text{ tejido radical}}$$

Zu et al. (2005) indicaron que un FT superior a 1 indica una capacidad eficiente para transportar metales traza desde las raíces hacia las hojas. Sumado a este factor, el Coeficiente de Enriquecimiento (CE) también es importante ya que refleja las propiedades de translocación de los elementos desde el sedimento a las raíces y desde las raíces a las partes aéreas de la planta (Branquinho et al., 2007). El Coeficiente de Enriquecimiento Radical (CER) y el Coeficiente de Enriquecimiento Foliar (CEF) son expresiones proporcionales del CE y se definen como:

$$CER_i = \frac{[\text{metal traza } i] \text{ tejido radical}}{[\text{metal traza } i] \text{ sedimento}}$$

$$CEF_i = \frac{[\text{metal traza } i] \text{ tejido foliar}}{[\text{metal traza } i] \text{ sedimento}}$$

Para el análisis del FT, CER y CEF se seleccionaron las macrófitas más representativas de cada tipo biológico (*L. peploides* para las flotantes arraigadas y *S. californicus* para las palustres) para todos los metales traza excepto para Cr debido a sus altos coeficientes de variación entre muestras.

Relaciones entre la absorción de Zn y los tipos biológicos de macrófitas en la dimensión temporal y espacial

Se realizó un GLMM para evaluar como variables predictores al “tipo biológico”, con dos niveles: palustres y flotantes arraigadas, “uso” y “Tramo” de la variable respuesta FA-Zn con una familia de distribución tipo Gamma (función de enlace: log). Las variables aleatorias arroyo y mes se incluyeron como una intercepción aleatoria para modelar las variaciones entre sitios. Para la selección del modelo y evaluación de ajuste, así como los programas y paquetes utilizados, fueron los mismos que para los GLMM de los parámetros físico químicos e hidrogeomorfológicos y de los metales en sedimento (ver sección 3.9.1 y 3.9.2).

3.9.4 Invertebrados

Cálculo de métricas

Para evaluar el componente biótico de la calidad ecológica de los humedales es necesario conocer la integridad biótica del ensamble de invertebrados. La misma se define como la capacidad de sustentar y mantener una comunidad de organismos balanceada, integrada y adaptada, cuya composición específica, diversidad y organización funcional sea comparable con la comunidad propia de un hábitat natural de la región (Karr y Dudley, 1981). Basados en distintos componentes del ensamble de invertebrados, se evaluaron e identificaron métricas funcionales y estructurales tomadas de la literatura. Promediando los meses de muestreo para todos los sitios y tipos de sustrato de estudio (Tabla 5). La respuesta esperada a una baja integridad biótica es la disminución de la riqueza taxonómica, de la equitatividad y de la sensibilidad, así como el aumento

de la tolerancia. Sin embargo, la estructura trófica, los grupos funcionales y la composición del ensamble pueden ser variables.

Tabla 5: Clasificación y listado de métricas del ensamble de invertebrados que se utilizaron en el estudio. Las métricas fueron tomadas de la literatura. Referencias: N° OCH= riqueza de odonatos, coleópteros y heterópteros; S= Riqueza Taxonómica, H´= Diversidad de Shannon-Wiener, J= Equitatividad de Pielou, %ET= porcentaje de efemerópteros y tricópteros, %EO= porcentaje de efemerópteros y odonatos, IBPamp = Índice Biótico Pampeano, e IMRP= Índice de Macroinvertebrados con Ríos Pampeanos.

Medida	Métrico
Riqueza	N° familia de insectos
	N° Crustacea + Mollusca
	N° OCH
	S
	H´
Composición	J
	%EO
	%ET
Grupos Funcionales	% Predadores
	% Colectores recolectores
	% Colectores filtradores
	% Raspadores
	%Desmenuzadores
Sensibilidad/Tolerancia	% Picadores herbívoros
	IBPamp
	IMRP

De las métricas estructurales seleccionadas, los índices ecológicos medidos, tales como la abundancia relativa de los grupos taxonómicos más frecuentes (Nematoda, Odonata, Crustacea, Hirudinea, Oligochaeta, Bivalvia), se calcularon manualmente; mientras que la Riqueza Taxonómica (S), Diversidad de Shannon-Wiener (H´), Equitatividad de Pielou (J) y densidad total fueron calculados usando el programa estadístico PAST versión 3. 2 (Hammer et al. 2001).

La riqueza taxonómica fue determinada por el número total de taxa, la densidad media (d) correspondió al promedio de la suma de todos los taxa de cada sitio de muestreo. La densidad de organismos en el sedimento fue

expresada como: ind/m², mientras que en la vegetación se expresó como ind/gr de peso seco. El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y la Equitatividad de Pielou fueron explicadas en la sección 3.8.1.

Para evaluar la variabilidad significativa entre los ensamblajes de invertebrados se realizaron 4 GLMM utilizando una familia de distribución del tipo Gamma (función de enlace: log). Como variables respuesta se utilizaron las métricas: H', S, J y d; se utilizó como variable predictora al "Sustrato" constituido por 2 niveles: vegetación y sedimento; y como único factor aleatorio se utilizó la variable "Arroyo", compuesta por 4 niveles mencionados anteriormente en la sección 3.9.1. Para la densidad media los valores fueron centrados y escalados.

Con el fin de conocer el elenco de taxa que compone cada tramo y cuántos de ellos son compartidos espacialmente, se integraron ambos tipos de sustratos y se calcularon las riquezas taxonómicas por tramo. Este simple análisis permite conocer las singularidades taxonómicas que componen cada ensamble, y particularmente cuáles y cuántos taxa son compartidos entre los tramos estudiados.

Continuando con las métricas estructurales, en el presente estudio se midieron dos índices bióticos: el IMRP (Índice de Macroinvertebrados de Ríos Pampeanos) y el IBPamp (Índice Biótico Pampeano). El IMRP está basado en la sumatoria de los valores de sensibilidad ecológica (Vx), valores entre 0,1 para los menos sensibles y 2 los más sensibles (Tabla 6). El puntaje obtenido adquiere valores entre 0 y 20, según dentro de qué rango se encuentre el valor calculado para el cuerpo de agua en cuestión. Por último, se le adjudica un grado de contaminación que se representa gráficamente con un color como se indica en la Tabla 6 (Rodrigues Capítulo, 1999). De manera similar, el IBPamp se basa en la sensibilidad conocida de determinados taxa (ver detalles en Rodrigues Capítulo et al., 2001) y adquiere valores entre 0 y 13. Los puntajes obtenidos corresponden a distintos niveles de contaminación, que también son representados con distintos colores. Debido a que ambos índices se calculan en función de la presencia de taxa, se integraron los datos de ambos tipos de sustratos con el fin de establecer el estado general de cada uno de los sitios de muestreo estudiados.

Tabla 6: Escala de contaminación basada en el Índice para Macroinvertebrados de Ríos Pampeanos (IMRP) y el Índice Biótico Pampeano (IBPamp). Los colores corresponden a las categorías asignadas.

	IBPamp	IMRP
Muy fuerte	1-3	0,0-1,0
Fuerte	4-5	1,1-2,5
Moderada	6-7	2,6-3,9
Débil	8-9	4,0-7,9
Escasa	10-13	8,0-12,0
Leve a Nula	>14	12,1-20

Además, se calcularon otras métricas estructurales complementarias del ensamble también promediando los tipos de sustratos y los meses de muestreo, tales como:

- ◆ OCH (riqueza de odonatos-coleópteros-heterópteros), desarrollada en Europa (Bonada et al., 2006) y recomendado como herramienta complementaria en la evaluación de la calidad del agua en la Ecorregión Pampa, debido a que éstos tres órdenes se encuentran bien representados en los sistemas pampeanos (Ferreira, 2015).
- ◆ N° de familias de insectos, recomendada por Epele (2014) para la evaluación de la integridad biótica debido a la robustez y facilidad de su medición.
- ◆ N° Crustacea + Mollusca, % EO (Ephemeroptera y Odonata) y % ET (Ephemeroptera y Trichoptera), muy utilizadas por otros autores (Gascón et al., 2009; Lunde y Resh, 2012; Macchi, 2016; Quintana et al., 2015).

En relación a las métricas funcionales del ensamble de invertebrados acuáticos (tanto para adultos como para larvas), se clasificaron seis categorías de acuerdo a sus grupos funcionales alimentarios (GFA): desmenuzadores, raspadores, predadores, colectores recolectores, colectores filtradores y picadores herbívoros. Se obtuvo la proporción de GFA para cada sitio a partir de la densidad de los organismos presentes, utilizando la bibliografía disponible

(Merritt y Cummins, 1996; Merritt et al., 2008 y 2017; Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014).

Selección de métricas para el análisis de la integridad biótica del ensamble

Con el objetivo de analizar la integridad biótica del ensamble de invertebrados se realizó una correlación de Pearson entre todas las métricas estructurales y funcionales obtenidas, para evaluar la existencia de colinealidad entre ellas. Dicho análisis se realizó utilizando el software R Versión 3.6.1 (R Development Core Team, 2016) y el paquete Corrplot (Wei y Simko, 2016).

Así mismo, con el fin de analizar la influencia de las variables ambientales sobre las métricas del ensamble, se realizó otra correlación de Pearson entre el set de variables bióticas con las concentraciones de metales en sedimento y las variables fisicoquímicas e hidro-geomorfológicas previamente seleccionadas (sección 3.9.1). Para ello se utilizaron los mismos programas estadísticos nombrados anteriormente.

Análisis de las métricas bióticas seleccionadas en función de los parámetros ambientales y espaciales

Con el objetivo de observar la variabilidad significativa en la distribución espacial y la influencia de las variables ambientales sobre las métricas bióticas seleccionadas, se realizaron 9 GLMM y 6 GLM (GLM, por sus siglas en inglés: Generalized Lineal Model) utilizando las familias de distribución Gamma (función de enlace: log) y Gaussian (función de enlace: identidad) para las variables respuesta: S, densidad en vegetación, densidad en sedimento, OCH, H', IBPamp, IMRP, Predadores (%) y Desmenuzadores (%). Como variables predictoras se utilizaron los parámetros fisicoquímicos e hidro-geomorfológicos, la variable "Uso" y la variable "Tramo", mientras que como factor aleatorio únicamente se utilizó la variable "Arroyo", (ver sus respectivos niveles en sección 3.9.1).

En aquellos modelos donde el nivel de explicación del factor aleatorio era muy bajo, se procedió a comparar el modelo original GLMM con la versión sin factor aleatorio (es decir, con un modelo del tipo GLM: modelo lineal generalizado). El mejor modelo se evaluó empleando un enfoque automático paso a paso hacia

atrás mediante el comando "drop1"". Además, para los modelos que incluían a los parámetros ambientales como factores fijos se analizaron los factores de inflación de la varianza utilizando la función "vif" del paquete Car. Una vez seleccionados el mejor modelo, cuando presentaban diferencias significativas para el factor "Sitio", "Tramo" o la interacción entre ellos, se realizaron comparaciones a posteriori (Tukey) para observar las diferencias entre todos los niveles.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software R, Versión 3.6.1 (R Development Core Team, 2016), y los paquetes laticce (Sarkar, 2008), lme4 (Bates et al., 2015), multcomp (Hothorn et al., 2016) y Car (Fox et al., 2012).



RESULTADOS



4 RESULTADOS

4.1 CARACTERIZACIÓN DE LOS SITIOS

4.1.1 Parámetros físicoquímicos e hidro-geomorfológicos

Los valores medios calculados a partir de los resultados de los parámetros físicoquímicos e hidro-geomorfológicos, registrados durante todo el período de muestreo en los 12 sitios estudiados, se muestran en la Tabla 7. En los Anexos 1 y 2 se presenta el resumen estadístico mas detallado.

Tabla 7: Valores medios de las medidas correspondientes a los parámetros físicoquímicos e hidro-geomorfológicos registrados en los sitios de estudio durante todo el período de muestreo. Referencias: Pre: Prebañado, Bañ: Bañado y Pos: Posbañado.

	A° del Gato			A° Carnaval			A° Cajaravillas			A° Chubichamini		
	Pre	Bañ	Pos	Pre	Bañ	Pos	Pre	Bañ	Pos	Pre	Bañ	Pos
T (°C)	17,58	18,61	17,92	16,71	16,80	17,07	17,15	17,79	17,49	19,71	18,24	18,49
pH	7,91	7,77	7,71	7,71	7,68	7,73	7,71	7,72	7,73	8,33	8,01	8,01
Cond. (µs/cm)	588	587	390	601	571	561	758	765	774	760	782	776
Sat.O2(%)	48,92	41,38	63,13	74,04	74,52	68,77	59,93	62,66	66,98	83,53	79,42	85,51
ORP	287,35	283,64	299,83	296,83	310,75	306,17	278,90	286,36	282,47	253,42	258,69	291,00
DBO (mg O2/L)	12,50	11,28	11,19	8,94	7,89	8,00	11,28	10,61	11,33	10,61	10,89	11,56
OD (mg/L)	4,67	3,74	5,94	7,27	7,16	6,62	5,49	5,78	6,26	7,39	7,44	8,13
PO4 (mg P/L)	0,51	0,75	1,09	1,14	1,13	1,10	0,32	0,32	0,26	0,12	0,18	0,24
NO3 (mg N/L)	0,28	0,32	0,07	0,14	0,06	0,09	0,25	0,17	0,20	0,07	0,09	0,11
NO2 (mg N/L)	0,14	0,04	0,02	0,02	0,01	0,01	0,05	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02
NH4 (mg N/L)	0,61	0,59	0,26	0,11	0,10	0,09	0,19	0,10	0,10	0,07	0,16	0,15
DQO (mg O2/L)	29,29	31,25	34,07	37,06	32,77	28,92	61,04	57,27	50,73	60,41	57,27	57,08
TDS (mg/L)	339,48	330,77	219,56	344,17	326,36	322,24	430,50	433,56	437,78	439,11	458,36	450,14
SST (mg/L)	125,16	45,10	49,19	39,50	106,09	42,29	69,94	180,28	34,36	95,09	126,84	96,76
Caudal (m3/seg)	3,00E-03	0,01	4,00E-03	0,06	0,01	0,01	0,07	0,08	0,16	0,20	0,06	0,08
Cob. vegetal (%)	76,66	85,83	74,17	70,83	75,83	68,33	60,83	90,00	61,67	53,33	76,67	45,00
M.O (%)	8,29	16,65	6,50	12,81	10,16	6,04	27,11	33,44	29,84	10,70	77,89	12,54
Graba (%)	0,00	0,00	5,11	2,25	1,31	0,57	4,91	0,00	7,04	1,05	1,05	0,00
Arena (%)	11,56	7,95	7,78	5,27	14,02	11,71	13,41	10,69	20,67	44,60	40,63	39,38
Limo (%)	50,01	36,88	44,44	33,61	41,91	55,95	41,14	34,06	37,83	18,47	37,51	16,47
Arcilla (%)	38,43	55,17	42,67	58,87	42,76	31,77	40,54	55,25	34,45	36,84	20,80	44,15
Veloc. cte (m/seg)	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,06	0,06	0,19	0,04	0,04
Ancho mojado (m)	1,36	3,31	1,02	2,55	1,60	2,16	6,32	3,12	3,99	18,31	4,87	7,55
Profundidad media (m)	0,18	0,41	0,13	0,36	0,19	0,19	0,33	0,36	0,56	0,57	0,31	0,34

En relación con los nutrientes, los valores máximos de fosfato se registraron en los arroyos del Gato y Carnaval, particularmente en el posbañado de este último (1,68 mg P/L). Al mismo tiempo el A° del Gato fue el que mostró los valores más elevados de amonio. Sin embargo, para los dos usos del suelo en el

posbañado y bañado se observaron valores muy bajos de NO_2 ($< 0,02$ mg N/L). En relación a la conductividad, la media estuvo comprendida en un rango de 760-782 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en los sitios con uso del suelo AG, mientras que en los sitios con uso del suelo AU estuvo comprendida en un rango mucho menor de 390-601 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

El rango promedio del % MO en los sitios con uso del suelo AG fue de 10,70-77,89%, mientras que con uso AU fue menor (6,04-16,65%). El tramo bañado fue el que presentó el mayor porcentaje de cobertura de macrófitas de todos los arroyos (hasta un 90%). Con respecto a la granulometría, el % de limo y la arcilla fueron mayores al de grava en todos los sitios. El % de arcilla fue mayor en el bañado que en el posbañado (hasta 55,17%) a excepción del A° Chubichamini. La velocidad de la corriente no mostró grandes diferencias entre los sitios estudiados, sin embargo, el ancho mojado y la profundidad media fueron marcadamente mayores en los arroyos con uso del suelo AG que AU. Donde la profundidad media fue hasta 0,91m en AG y 0,54m en AU, en tanto el ancho mojado fue hasta 25m en AG y 5,43m en AU.

En la Figura 17 se observa el promedio de las precipitaciones durante las fechas de muestreo para los meses de estudio. Durante todo este período las precipitaciones fueron variables, con un promedio de 15 mm/mes sin períodos de sequía y siendo junio el mes menos lluvioso.

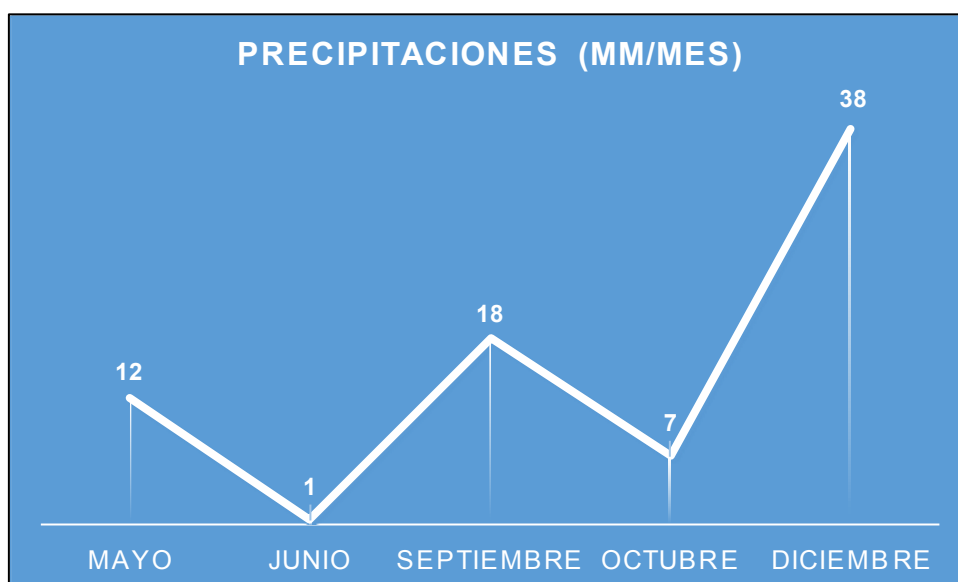


Figura 17: Promedio de las precipitaciones durante las fechas de muestreo para los meses de estudio (excepto marzo) registradas en la estación meteorológica instalada en el área de estudio.

Ensamble de macrófitas

Se registraron un total de 18 familias de macrófitas distribuidas en 23 taxa, de las cuales 2 especies resultaron ser endémicas de Argentina (*Senecio bonariensis* Hook. y Arn y *Androtrichum giganteum* (Kunth) H. Pfeiff.), 3 adventicias (*Nasturtium officinale* W.T. Aiton, *Poa* sp. y *I. pseudacorus*) y 1 cosmopolita (*T. latifolia*). Todos lo tipos biológicos fueron representados en el total de familias (véase en Figura 3). El único sitio que presentó todos los tipos biológicos fue el bañado del A° del Gato (Figura 18), mientras que el Chubichaminí fue el único arroyo en donde no se registraron flotantes libres. El más frecuente en todos los ambientes fue el palustre, representado por 10 taxa que, a excepción del A° del Gato, fueron los mas abundantes en todos los arroyos.

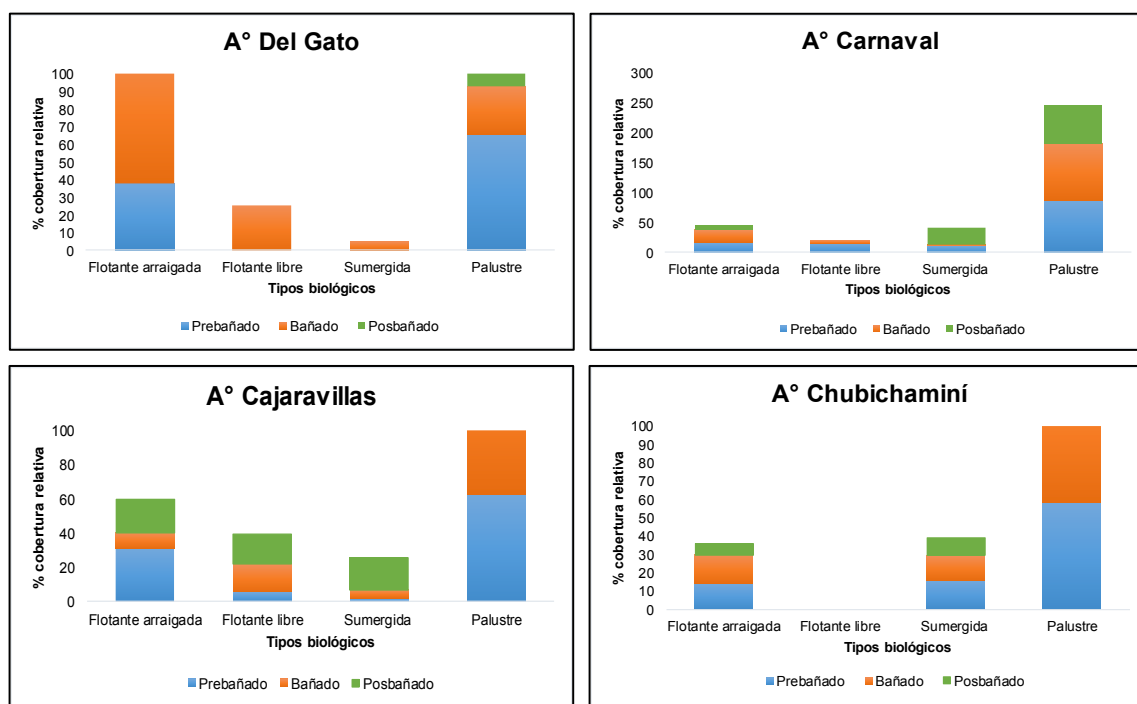


Figura 18: Porcentaje de cobertura relativa promedio de los distintos tipos biológicos registrados en los sitios de estudio a lo largo de todo el muestreo.

En el Anexo 3, se observa que el A° del Gato presentó en el bañado una alta diversidad ($H' = 2,33$), con un alto valor de equitatividad ($J = 0,91$) y riqueza taxonómica ($S = 13$). No obstante, particularmente el prebañado presentó el menor valor de riqueza de todos los sitios de muestreo ($S = 7$). El A° Carnaval

registró en el bañado la menor equitatividad ($J= 0,62$) y diversidad ($H'= 1,43$). Por otro lado, en el A° Cajaravillas los tramos pre y posbañado presentaron altas diversidades ($H'= 2,10$ y $H'= 2,33$ respectivamente) y riquezas taxonómicas ($S= 15$, para ambos tramos). Sin embargo, en el bañado fue notable la baja equitatividad ($J= 0,69$) y riqueza registrada ($S= 12$). El A° Chubichaminí mostró bajos valores de diversidad en general (hasta $H'= 1,87$).

La cobertura fue variable a lo largo de todos los sitios muestreados, presentando valores bajos en los meses invernales (mayo, junio y ocasionalmente septiembre) y picos altos en los meses estivales calidos (octubre y diciembre). En todos los casos y durante el período de muestreo el bañado fue el que presentó la mayor cobertura promedio. Los tramos pre y posbañado de los sitios con uso del suelo AG exhibieron menores valores de cobertura en comparación con los del uso AU. Las macrófitas con el mayor porcentaje de cobertura durante todo el período de muestreo, en todos los sitios y en relación al resto de las macrófitas fueron: *T. latifolia* ($52,46\% \pm 6,03$) en el prebañado del A° del Gato, *S. californicus* ($46,47\% \pm 6,87$) en el prebañado del A° Chubichaminí, *I. pseudacorus* ($45,15\% \pm 3,45$) en el bañado del A° Cajaravilla, *E. bonariensis* ($30\% \pm 5,34$) en el posbañado del A° del Gato, *H. bonariensis* ($28,25\% \pm 2,86$) en el bañado del A° del Gato, y *L. peploides* ($21,42\% \pm 5,03$) en el bañado del A° del Gato. Las especies que se registraron en la mayoría de los sitios de estudio fueron *T. latifolia*, *S. californicus* y *E. bonariensis*. Por lo tanto, debido a su elevada frecuencia y cobertura en los sitios estudiados, se consideran que son las especies mas representativas. El detalle de la cobertura de cada especie en cada sitio de muestreo junto con los índices de Diversidad, Equitatividad y Riqueza se encuentran en el Anexo 3.

El análisis de Correlación de Pearson mostró que las variables consideradas colineales fueron: Temperatura (T), pH, Conductividad, Saturación de O₂, Nitratos (NO₃), Demanda Química de Oxígeno (DQO), % de grava, % de arena, velocidad de la corriente, caudal, Total de Sólidos Disueltos (TDS), Potencial Óxido-Redox (ORP) y Equitatividad (J) y Riqueza (S) del ensamble de macrófitas (Figura 19).

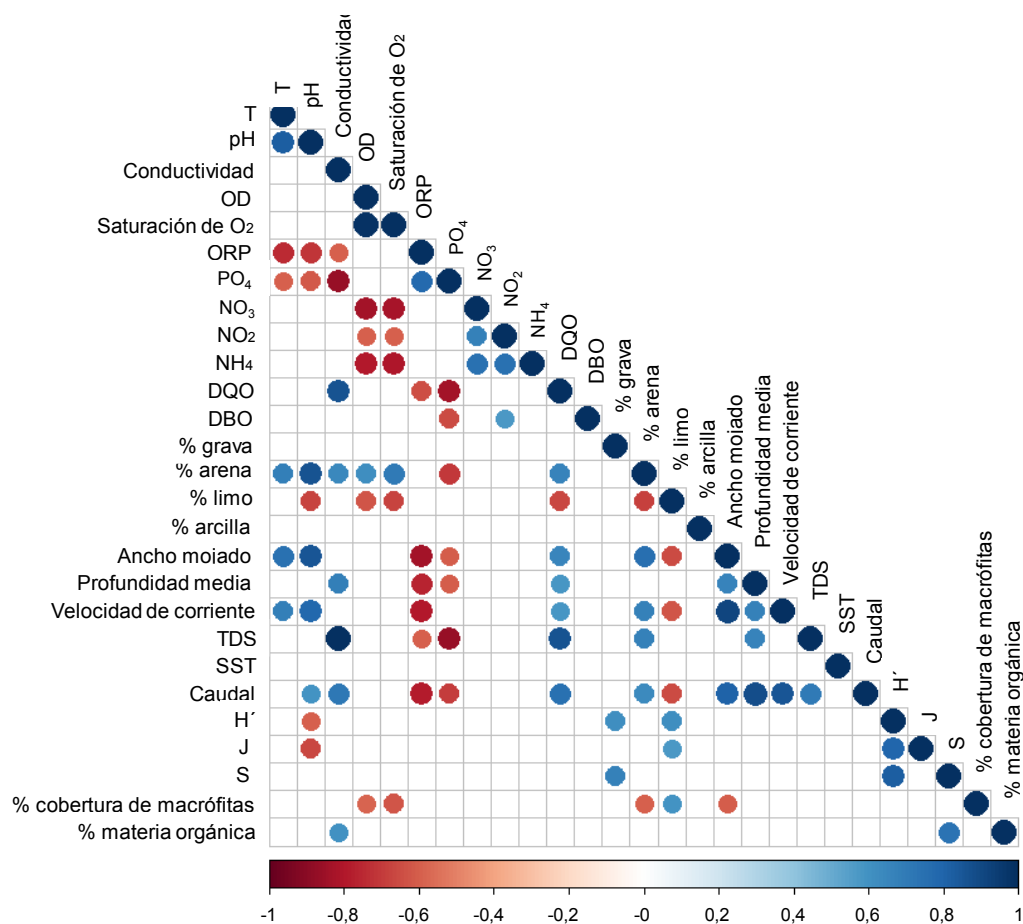


Figura 19: Matriz de correlación de rango de Pearson para parámetros físicoquímicos e hidro-geomorfológicos. Los círculos azules y rojos representan una relación positiva y negativa, respectivamente. El tamaño de los círculos indica la magnitud de la correlación, cuando están presentes indica $p < 0,05$. Referencias: T: Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); pH; Conductividad (ms/cm); OD: Oxígeno Disuelto (mg/L); Saturación de Oxígeno (%); ORP: Potencial Óxido Redox; PO_4 : Fosfatos (mg P/L); NO_3 : Nitratos (mg N/L); NO_2 : Nitritos (mg N/L); NH_4 : Amonio (mg N/L); DQO: Demanda Química de Oxígeno (mg O_2 /L); DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg O_2 /L); % grava; % arena; % limo; % arcilla; Ancho mojado (m); Profundidad media (m); Velocidad de la corriente (m/seg); TDS: Total de Sólidos Disueltos (mg/L); SST: Total de Sólidos Suspendidos (mg/L); Caudal (m^3 /seg); H' : Diversidad de Shannon del ensamble de macrófitas; J: Equitabilidad del ensamble de macrófitas; S: Riqueza del ensamble de macrófitas; % cobertura de macrófitas; % materia orgánica.

En la Figura 20 se observa el ordenamiento de los sitios de muestreo mediante un PCA en función del promedio de los parámetros físicoquímicos e hidro-geomorfológicos registrados en todos los sitios durante el muestreo. Los eigenvalores y los coeficientes de correlación entre las variables ambientales y

los tres primeros ejes (*loadings*), se presentan, respectivamente, en las Tabla 8 y 9. Así podemos observar que el ACP1 presentó un porcentaje de variabilidad del 40,66% y que las variables con mayor coeficiente de correlación positivo fueron: amonio, % limo y % cobertura de macrófitas; mientras que las variables con mayor coeficiente negativo fueron: ancho mojado y % OD. El ACP2 presentó un porcentaje de variabilidad del 29,50% y se correlacionó positiva y principalmente con el nitrato y DBO. Es llamativo como la variable fosfato se correlacionó fuertemente de forma positiva con el eje 1 y de forma negativa con el eje 2. La varianza acumulada resultante fue del 84%. El ACP3 mostró un bajo porcentaje de variabilidad (13,8%) y sólo se relacionó de forma positiva con el % MO.

En la misma Figura se puede observar que el eje 2 separó claramente a los sitios de estudio según el uso del suelo. Así los arroyos del Gato y Carnaval se ubicaron en el extremo negativo del eje, mientras que los arroyos Cajaravillas y Chubichaminí en el extremo positivo. En el cuadrante inferior izquierdo todos los sitios del Arroyo Carnaval junto con el Arroyo del Gato posbañado se asociaron al aumento de fosfato y % arcilla; en el cuadrante superior izquierdo el resto de los sitios del Arroyo del Gato estuvieron más relacionados con el aumento de nutrientes (amonio y nitrato) y del % de cobertura de macrófitas; en el cuadrante superior derecho todos los sitios del arroyo Cajaravillas estuvieron vinculados con el aumento del % MO y DBO, mientras que todos los sitios del Arroyo Chubichaminí lo hicieron con el aumento del ancho mojado, quedando la variable SST en el medio y vinculada a ambos arroyos. En el cuadrante inferior derecho ningún sitio se asoció con aumento del % OD.

El ordenamiento permitió validar los usos del suelo de cada arroyo previamente asignados, mostrando una clara separación entre usos de acuerdo a las características fisicoquímicas e hidro-geomorfológicas analizadas. Aquellos sitios con uso del suelo AU (círculos naranjas y verdes) se asociaron principalmente al aumento de nutrientes, cobertura de macrófitas y limo, mientras que aquellos con uso del suelo AG (triángulos celestes y violetas) se relacionaron principalmente al aumento de la materia orgánica, TDS, DBO y ancho mojado.

Tabla 8: Varianza explicada de cada componente a la variabilidad total. Los valores en rojo corresponden a los eigenvalores de los 3 componentes considerados en los análisis posteriores. Análisis de Componentes Principales (PCA) en función del promedio de los parámetros físicoquímicos e hidro-geomorfológicos registrados en los 12 sitios durante las 6 fechas de muestreo en los humedales pampeanos del NE de la provincia de Buenos Aires.

Dimensiones	Eigenvalores	Porcentaje de la varianza	Porcentaje de la varianza acumulada
ACP1	4,07	40,66	40,66
ACP2	2,95	29,5	70,15
ACP3	1,38	13,85	84,00
ACP4	0,51	5,08	89,08
ACP5	0,39	3,95	93,02
ACP6	0,34	3,42	96,45
ACP7	0,25	2,52	98,96

Tabla 9: Coeficientes de correlación entre cada variable y su respectivo componente principal como resultado del Análisis de Componentes Principales (PCA). Cuanto más alto es ese valor (sin importar el signo), mayor es la asociación de esa variable con el componente. El signo indica si la relación es negativa o positiva. Los valores en rojo corresponden a loadings $> 0,5$ o $> -0,5$.

Variables	ACP1	ACP2	ACP3
OD	-0,72	-0,59	-0,14
PO ₄	0,68	-0,68	-0,12
NO ₂	0,37	0,74	-0,32
NH ₄	0,65	0,62	-0,35
DBO	-0,10	0,89	-0,20
%LIM	0,83	-0,14	0,28
ANCH_MO	-0,78	0,13	-0,25
TDS	-0,79	0,38	0,32
%COB	0,72	0,11	0,44
%MO	-0,23	0,46	0,80

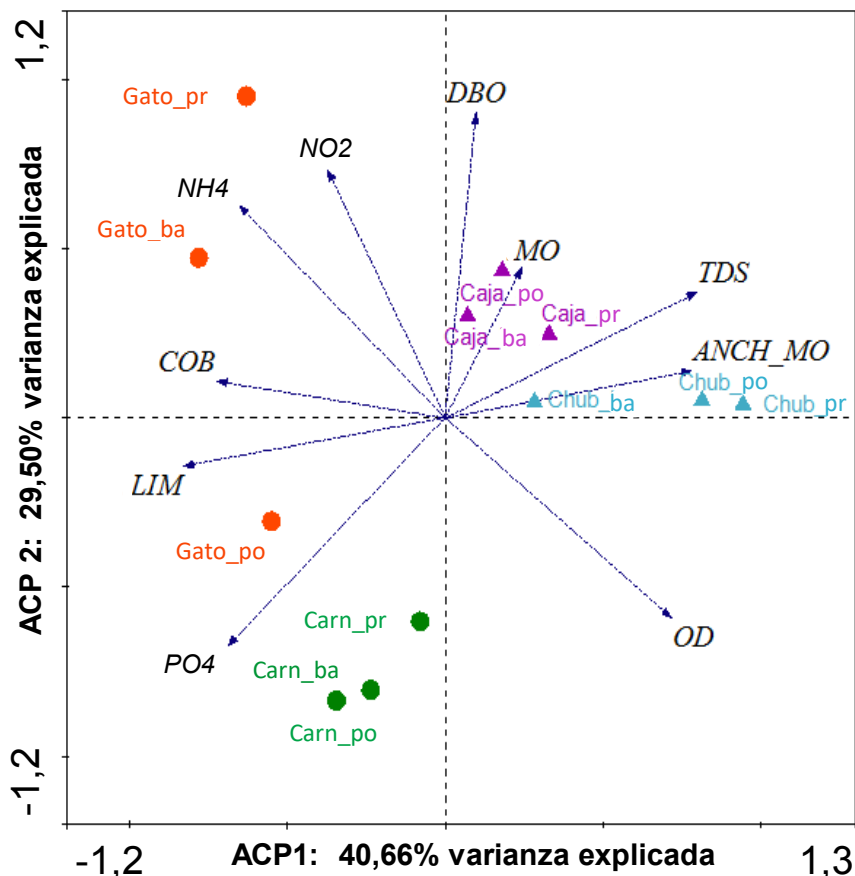


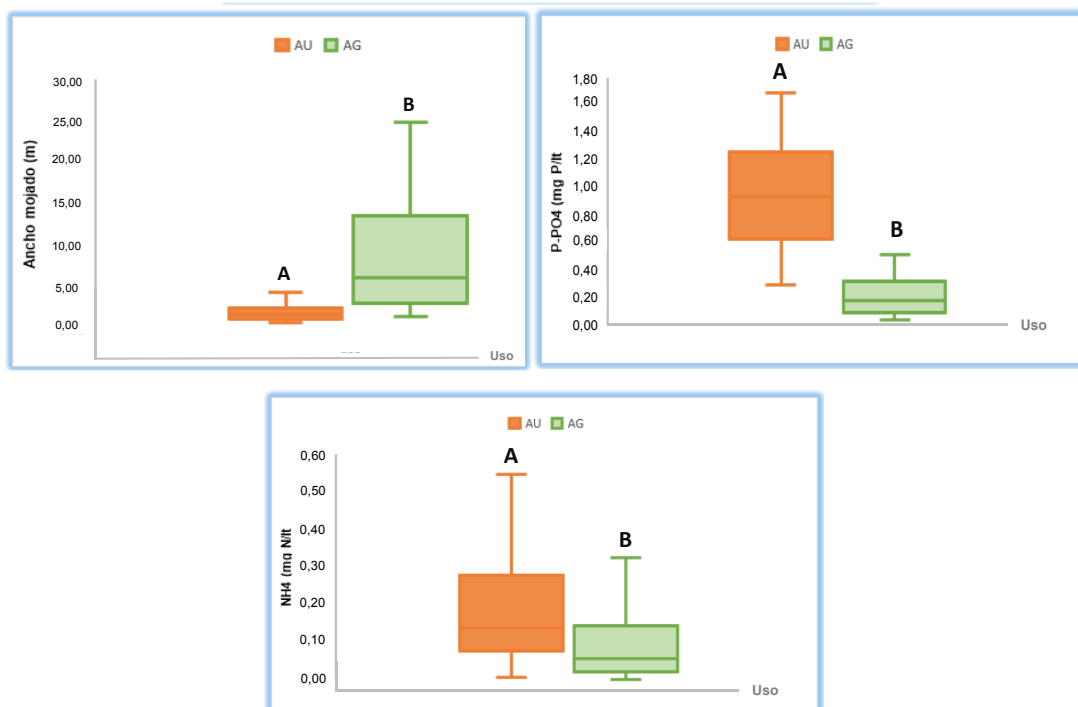
Figura 20: Ordenamiento de los sitios de acuerdo al PCA, basado en las variables ambientales medidas en 12 sitios de 4 humedales pampeanos del NE de la Provincia de Buenos Aires, Argentina (marzo, mayo, junio, septiembre, octubre y diciembre 2017). Referencias: **Gato:** A° El Gato (círculos rojos); **Carn:** A° Carnaval (círculos verdes); **Caja:** A° Cajaravillas (triángulos violetas); **Chubi:** A° Chubichaminí (triángulos celestes); **pr:** prebañado; **ba:** bañado; **po:** posbañado; **NH4:** Amonio (mg N/L); **NO2:** Nitritos (mg N/L); **DBO:** Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg O₂/L); **MO:** materia orgánica (%); TDS: Total de Sólidos Disueltos (mg/L); **ANCH_MO:** ancho mojado (m); **OD:** Oxígeno Disuelto (mg/L); **PO4:** Fosfatos (mg P/L); **LIM:** limo (%); **COB:** cobertura de macrófitas (%).

A partir de un análisis más detallado realizado mediante GLMM ajustados entre todos los sitios de muestreo, se registraron diferencias significativas entre los usos del suelo, tramos y entre las interacciones de los mismos (Anexo 4 y Figura 21).

En relación a los nutrientes los valores de amonio fueron significativamente distintos y mayores para el uso del suelo AU que para AG. En el caso del fosfato sucedió lo mismo en cuanto al uso del suelo, pero además existieron diferencias

significativas según el tramo, siendo mayor en el posbañado que en el prebañado. Contrariamente, el nitrito presentó diferencias significativas relacionadas sólo al tramo, siendo su concentración mayor en el prebañado que en el bañado y posbañado. Por último, el % OD y DBO no presentaron diferencias significativas en usos, tramo o entre la interacción de ambos.

En cuanto a las variables hidro-geomorfológicas, el ancho mojado fue mayor en los sitios con uso del suelo AG y significativamente distinto y menor en el posbañado que en los otros dos restantes. El % de cobertura de macrófitas fue distinto y mayor en el bañado que en el posbañado. El % MO fue la única variable que presentó diferencias significativas entre interacciones del uso con el tramo, siendo Uso AG: Tramo posbañado significativamente mayor que Uso AU: prebañado y Uso AU: Tramo bañado. Además, la interacción Uso AU: Tramo posbañado fue significativamente menor a las interacciones anteriormente mencionadas correspondientes al mismo uso. Por otro lado, los TDS también presentaron diferencias significativas según el tramo, siendo el posbañado menor a los dos restantes.



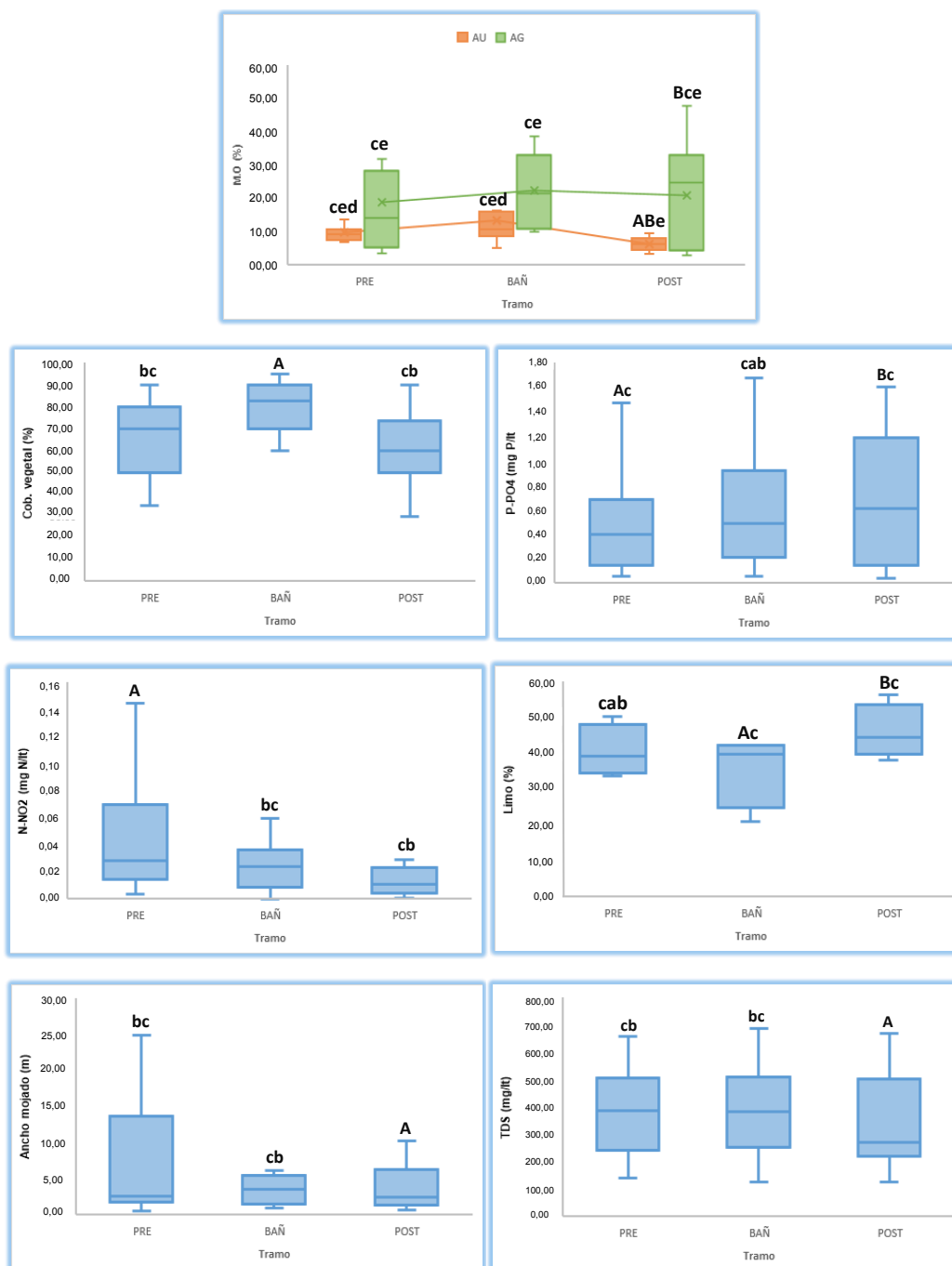


Figura 21: Distribución de las principales variables físicoquímicas e hidrogeomormofológicas que registraron diferencias significativas según el tramo (PRE: prebañado, BAÑ: bañado, POST: posbañado) y Uso del suelo (AU: Agrícola-Urbano, AG: Agrícola-Ganadero) en los 4 humedales contemplados. El rango de barras muestra el rango de los valores, las cajas son rangos intercuartiles (percentiles: 25% al 75%) y las líneas son medianas. Las distintas letras en mayúscula indican diferencias significativas (< 0,05).

4.1.2 Metales traza en sedimento

En el Anexo 5 se presenta el resumen estadístico de las medidas de metales traza en sedimento de los sitios seleccionados. Las pruebas de medición de Cd arrojaron valores por debajo del límite de detección en todas las muestras analizadas. El rango de valores medios presentaro por el Cu estuvo dado entre $6,56 \pm 2,25$ a $62,59 \pm 3,91 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, para el Zn fue desde $24,22 \pm 3,37$ hasta $80,54 \pm 2,71 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, mientras que el Cr tomo valores medios entre $18,98 \pm 2,59$ a $34,98 \pm 1,05 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$.

En la Figura 22 se puede observar que los sitios correspondientes al uso del suelo AU poseen mayor valor de Índice de Carga de Contaminación (PLI) que aquellos con uso del suelo AG. Por otro lado, para ambos usos del suelo el bañado es donde se presentan las mayores concentraciones de metales traza.

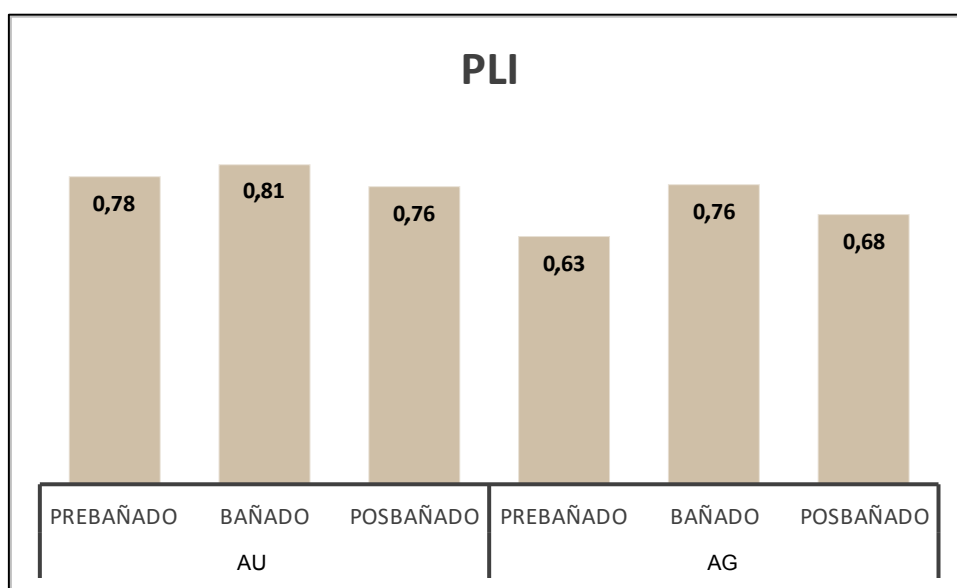


Figura 22: Índice de Carga de Contaminación (PLI) para cada tramo según el uso del suelo (AG: Agrícola-Ganadero y AU: Agrícola-Urbano).

4.1.3 Relaciones entre la concentración de metales traza en sedimento con los tramos y usos del suelo

Los GLMM analizados para la concentración de los tres metales traza según los factores fijos “Tramo” y “Uso”, y los factores aleatorios “Arroyo” y “Mes” se presentan en la Tabla 10.

Para el modelo de Cr sólo la variable “Tramo” fue significativa (p-valor: <0,005); en tanto para Cu lo fueron las variables explicativas “Uso” (p-valor: 0,03) y “Tramo” (p-valor: 0,01). Al contrario, en el modelo de Zn la significancia estuvo dada por la interacción entre los factores fijos Uso:Tramo (p-valor: 0,04).

En relación al análisis entre tramos, la concentración de Cr fue distinta entre los tres niveles evaluados, siendo mayor en el prebañado y menor en el bañado. Al contrario, para el Cu el bañado fue el que presentó la mayor concentración, y el único tramo que se diferenció del resto. En relación al uso del suelo, el Cr no presentó diferencias entre niveles. Sin embargo, el nivel AU fue significativamente mayor y distinto al AG para la concentración de Cu. Por último, la concentración de Zn fue mayor en la interacción Uso AU: Tramo bañado que en la interacción Uso AG: Tramo posbañado (Figuras 23, 24 y 25).

Tabla 10: Resultado de los GLMM para el efecto fijo de “Uso” y “Tramo”, y los efectos aleatorios “Arroyos” en las variables respuesta concentración de Cr, Cu y Zn de los cuatro humedales estudiados. Se muestra el mejor modelo, las variables explicativas, familia utilizada, el valor estimado, el error estándar y su importancia (valor p y valor t) para cada modelo. Los valores en rojo representan p-valores < 0,05.

Métricas	Mejor Modelo	Variables explicativas	Coeficientes del modelo			
			Familia	Valor estimado	Valor t	Valor Pr(> z)
[Cr] sedimento	tramo+(1 arroyo/mes)	intercepto*	Gaussian	31,00 ± 4,10	7,57	< 5,00E-03
		Tramo prebañado		-5,30 ± 0,85	-6,22	< 5,00E-04
		Tramo bañado		4,71 ± 1,19	3,95	< 5,00E-03
[Cu] sedimento	uso+tramo+(1 arroyo)	intercepto*	Gamma	0,10 ± 0,01	7,09	1,37E-12
		Uso AU		-0,04 ± 0,02	-2,18	0,03
		Tramo prebañado		2,00E-03 ± 0,01	0,31	0,76
		Tramo bañado		-0,02 ± 0,01	-2,59	0,01
[Zn] sedimento	uso+tramo+uso*tramo+(1 arroyo/mes)	intercepto*	Gamma	0,03 ± 4,00E-03	7,23	4,9E-13
		Uso AU		-0,01 ± 5,00E-03	-1,26	0,02
		Tramo prebañado		-1,00E-03 ± 2,00E-03	-0,29	0,77
		Tramo bañado		-5,00E-03 ± 2,00E-03	-0,25	0,01
		Uso AU: Tramo prebañado		-1,00E-03 ± 3,00E-03	-0,35	0,73
		Uso AU: Tramo bañado		5,00E-03 ± 2,00E-03	2,06	0,04

*Los niveles que se contemplan en el intercepto son: Uso AG y Tramo posbañado.

Abreviatura: [] = concentración del metal correspondiente.

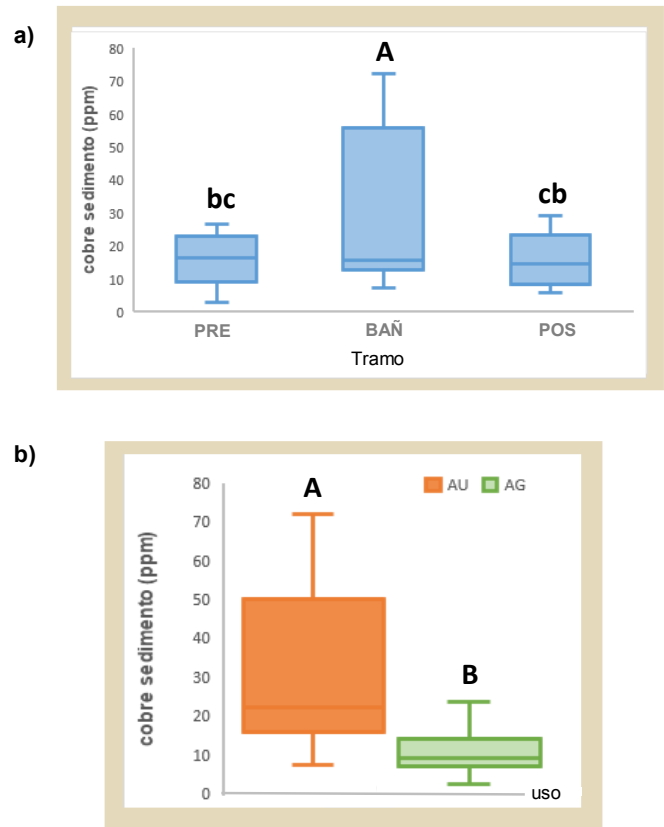


Figura 23: Concentración de Cu en función del (a) tramo (PRE: prebañado, BAÑ: bañado, POS: posbañado), y (b) del uso del suelo (ver referencias en Figura 22). El rango de barras muestra el rango de los valores, las cajas son rangos intercuartiles (percentiles: 25% al 75%) y las líneas son medianas. Las distintas letras en mayúscula indican diferencias significativas (< 0,05).

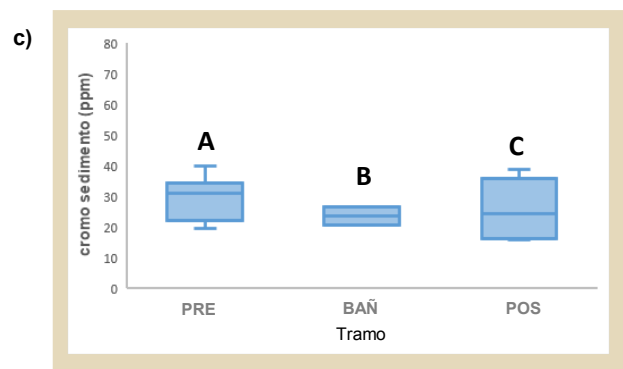


Figura 24: Concentración de cromo en función del Tramo (ver referencias en Figura 23). El rango de barras muestra el rango de los valores, las cajas son rangos intercuartiles (percentiles: 25% al 75%) y las líneas son medianas. Las distintas letras en mayúscula indican diferencias significativas (< 0,05).

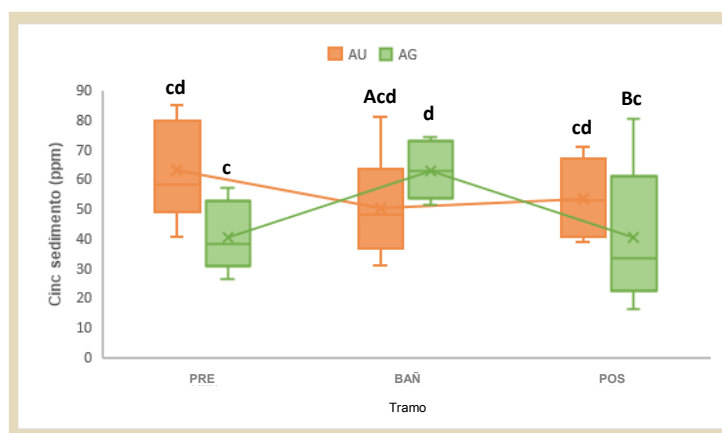


Figura 25: Concentración de Cinc en función del Uso y Tramo (ver referencias en Figura 22 y 23). El rango de barras muestra el rango de los valores, las cajas son rangos intercuartiles (percentiles: 25% al 75%) y las líneas son medianas. Las letras distintas en mayúscula indican diferencias significativas (< 0,05).

4.2 MACRÓFITAS

4.2.1 Metales traza en tejido vegetal

En el Anexo 6 se presentan las concentraciones de los tres metales traza analizados en las 8 especies seleccionadas de macrófitas acuáticas de cada tipo biológico, correspondientes a los distintos sitios de estudio. El Zn alcanzó valores medios desde $15,75 \pm 2,07$ hasta $73,83 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ de peso seco. Mientras que el Cu presentó valores medios mas bajos, siendo desde $2,25 \pm 0,79$ hasta $29,30 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ de peso seco. En el caso del Cr, el rango de valores medios estuvo comprendido entre 4,96 hasta $74,57 \pm 21,80 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ de peso seco. Al igual que en el sedimento, los valores de Cd se encontraron por debajo del límite de detección en las muestras de tejido vegetal analizadas.

4.2.2 Factores de absorción

En las Figuras 26, 27 y 28 se muestra el FA de Cu, Cr y Zn para las especies seleccionadas de los dos tipos biológicos analizados. Debido al bajo número de muestras detectables para Cu y Cr, su cuantificación solo fue posible en las macrófitas del bañado del A° del Gato para el primer caso, y para algunos sitios de los cuatros arroyos en el segundo caso.

En la Figura 26 se observa que las macrófitas flotantes arraigadas alcanzaron mayores valores de FA de Cu que las palustres. Sin embargo, se debe tener en cuenta la baja representatividad de los sitios, ya que sólo fue posible realizar este

análisis en 2 tramos del mismo arroyo, y que los valores de FA nunca fueron cercanos a 1 para ninguno de los dos tipos biológicos.

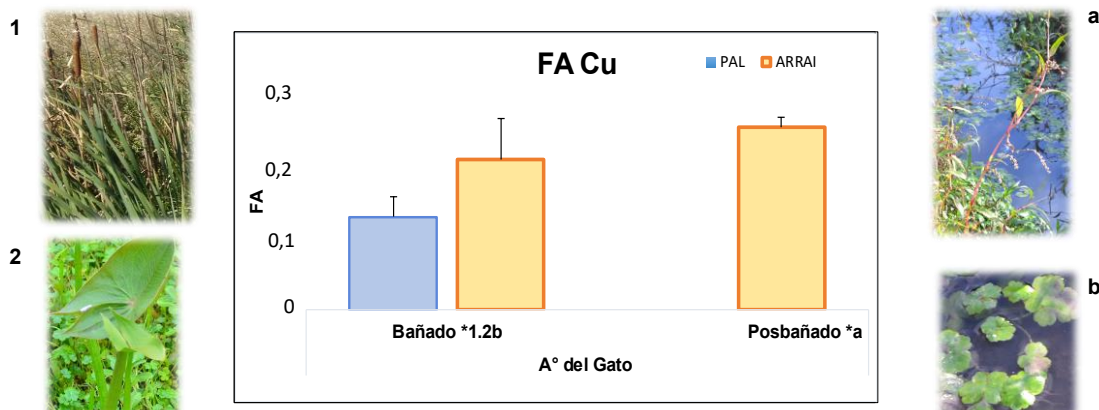


Figura 26: Factor de Absorción (FA) de Cu, error estándar y especies de los tipos biológicos arraigada (ARRAI) y palustre (PAL) analizados en el A° del Gato, en los tramos bañado (BAÑ) y posbañado (POS). Los números corresponden a las PAL (izq): *T. latifolia* (1); *S. montevidensis* (2). Las letras corresponden a las ARRAI (der): *P. punctatum* (a); *H. bonariensis* (b).

En el caso del análisis del Cr, las comparaciones entre tipos biológicos no se pudieron realizar entre tramos de un mismo arroyo (excepto en el posbañado del A° Cajaravillas). Así, se observa en la Figura 27 que las macrófitas flotantes arraigadas presentaron mayores valores del FA de Cr que las palustres, alcanzando valores de 1,18. Sólo la palustre *T. latifolia* presentó un FA mayor (igual a 1,64), en el posbañado del A° Carnaval.

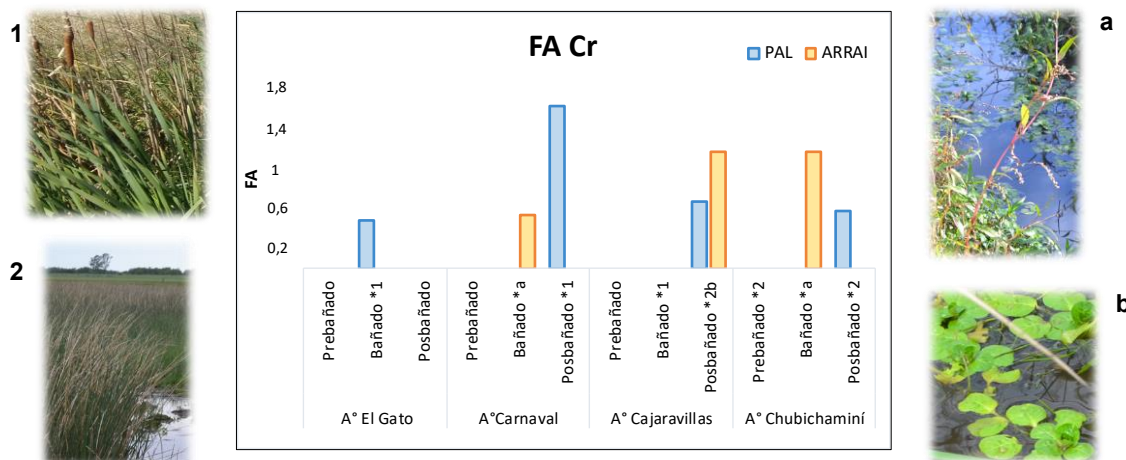


Figura 27: Factor de Absorción (FA) de Cr y especies de los tipos biológicos arraigada (ARRAI) y palustre (PAL) analizados en todos los sitios de estudio (ver referencias en Figura 23). Los números corresponden a las PAL (izq): *T. latifolia* (1); *S. californicus* (2). Las letras corresponden a las ARRAI (der): *P. punctatum* (a); *L. peplodes* (b).

A diferencia de los anteriores, los análisis para Zn fueron mas representativos y permitieron comparar tipos biológicos entre tramos de un mismo arroyo, y entre arroyos. Como resultado, las macrófitas flotantes arraigadas presentaron mayor FA en comparación con las palustres. Mientras que el FA de las macrófitas flotantes arraigadas del bañado del A° del Gato y prebañado del A° Cajaravillas fue cercano a 1, las palustres no superaron un FA mayor a 0,7 (Figura 28).

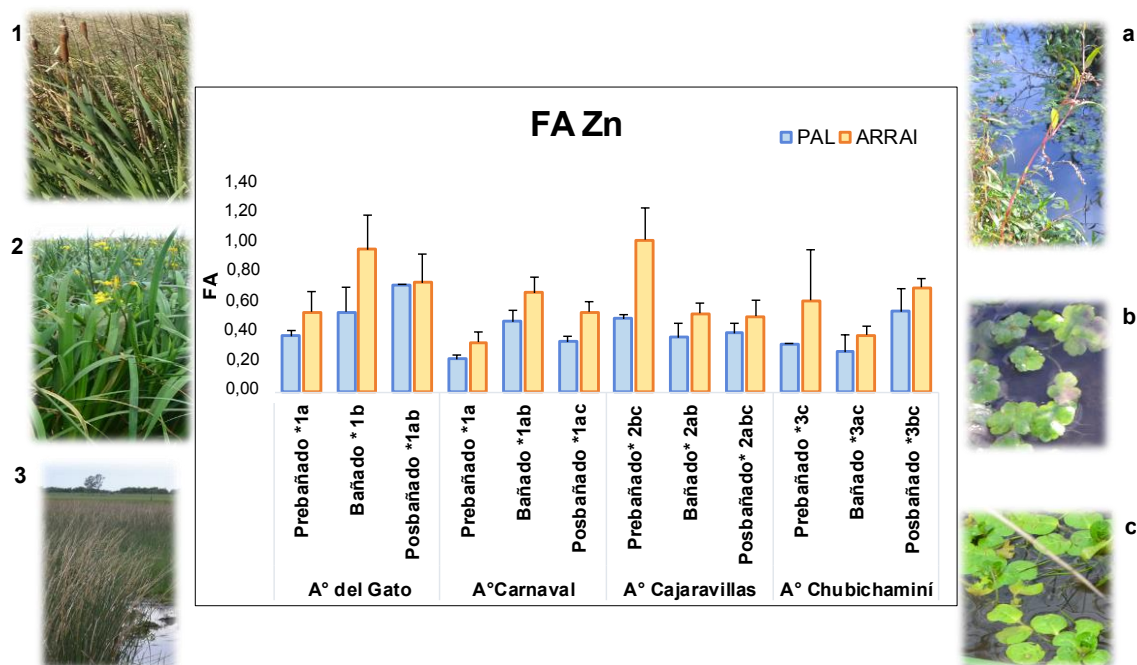


Figura 28: Factor de Absorción (FA) de Zn, error estándar y especies seleccionadas de los tipos biológicos flotante arraigada (ARRAI) y palustres (PAL) analizados en todos los sitios de estudio (ver referencias en Figura 23). Los números corresponden a las PAL (izq): *T. latifolia* (1); *I. pseudacorus* (2); *S. californicus* (3). Las letras corresponden a las ARRAI (der): *P. punctatum* (a); *H. bonariensis* (b); *L. peplodes* (c).

El mejor GLMM seleccionado que explicó la variación en el FA de Zn sólo incluyó la variable predictora “Tipos biológicos”, y resultó mayor para las macrófitas flotantes arraigadas que para las palustres (p-valor: <2,00E-16), Tabla

11 y Figura 29. Los factores “Tramo” y “Uso” demostraron no ser relevantes al evaluar la eficiencia en la absorción y concentración de Zn en macrófitas.

Por otro lado, la evaluación de modelos para explicar la variación en el FA de Cu y de Cr no fueron posible de llevar a cabo, ya que las comparación entre tipos biológicos no eran representativas del sistema.

Tabla 11: Resultado del GLMM para la variable predictora “Tipo biológico” de macrófitas (TIBI), y “Arroyo” y “Mes” como efectos aleatorios en la variable respuesta Factor de Acumulación (FA), estudiado en 4 humedales pampeanos del NE de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Se muestra el mejor modelo, la familia utilizada, las variables explicativas, el valor estimado, el error estándar y su importancia (valor p y valor t) para cada modelo. Los valores en rojo representan p-valores < 0,05.

Métricas	Mejor Modelo	Familia	Variables explicativas	Coeficientes del modelo		
				Valor estimado	Valor t	Valor Pr(> z)
FA-Zn	TIBI+(1 arroyo/mes)	Gamma	intercepto*	1,84 ± 0,20	9,32	<2,00E-16
			TIBI palustre	0,72 ± 0,17	4,17	3,00E-05

* El nivel que se contempla en el intercepto es TIBI arraigada

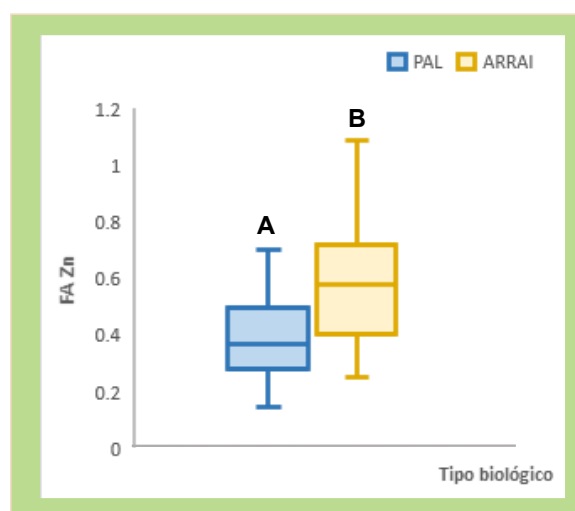


Figura 29: Relación entre los Tipos Biológicos de macrófitas y el Factor de Absorción (FA) de Zn. Abreviatura: ARRAI: flotante arraigada, PAL: palustre. El rango de barras muestra el rango de los valores, las cajas son rangos intercuartiles (percentiles: 25% al 75%) y las líneas son medianas. Las letras distintas indican diferencias significativas (< 0,05).

4.2.3 Factores de translocación y coeficientes de enriquecimiento tisular

En la Tabla 12 se presenta el Factor de Translocación (FT) y los Coeficientes de Enriquecimiento Radical (CER) y Enriquecimiento Foliar (CEF) de Cu y Zn, para la especie más representativa de cada tipo biológico. En el caso de Cr no fue posible calcular estos factores debido a los altos valores en el Factor de Variación entre muestras.

Ambas especies, para ambos metales, acumularon mayor concentración en sus tejidos radicales que en sus tejidos foliares (CER>CEF), a excepción de *S. californicus*, ya que para Zn presentó un FT>1.

Tabla 12: Media y Error Estándar (E.E) del Coeficiente de Enriquecimiento Radical (CER) y Foliar (CEF) y Factor de Translocación (FT) de dos especies de macrófitas representativas de cada tipo biológico (*L. peploides* n=6, *S. californicus* n=7). El valor en rojo representa un FT relativamente considerable.

	<i>L. peploides</i>			<i>S. californicus</i>		
Zn	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min
CER	0,95 ± 0,44	2,05	0,24	0,21 ± 0,04	0,29	0,09
CEF	0,30 ± 0,10	0,53	0,04	0,26 ± 0,10	0,44	0,04
FT	0,47 ± 0,22	1,10	0,17	1,10 ± 0,42	1,75	0,15
Cu	Media ± E.S	Max	Min	Media ± E.S	Max	Min
CER	0,91 ± 0,12	1,03	0,79	0,86 ± 0,17	1,11	0,52
CEF	0,35 ± 0,18	0,53	0,16	0,65 ± 0,35	1,33	0,15
FT	0,36 ± 0,15	0,52	0,21	0,70 ± 0,35	1,40	0,30

4.3 ENSAMBLE DE INVERTEBRADOS ACUÁTICOS

4.3.1 Atributos comunitarios estructurales del ensamble de invertebrados presentes en el sedimento y en la vegetación acuática

En el Anexo 7 se exhibe para cada taxa los valores de tolerancia IMRP (Vx, valores entre 1 y 3: sensibles; entre 4 y 7: tolerantes y entre 8 y 10: muy tolerantes) y su GFA asignado.

Cabe destacar que, debido a que no pudieron completarse las determinaciones del material completo de la subclase Oligochaeta a nivel de especie, así como de género para familia Chironomidae, para los análisis de

ensamble se incluyeron a los oligoquetos a nivel de subclase, y a los quironómidos a nivel de familia.

El número de taxa de invertebrados registrados fue de 186, pertenecientes a los grupos: Platyhelminthes (2), Nemertea (1), Nematoda (1), Annelida (41), Bivalvia (4), Gastropoda (7), Crustacea (9), Collembola (4), Odonata (7), Ephemeroptera (4), Diptera (54), Hemiptera-Heteroptera (15), Lepidoptera (1), Acari (1), Coleoptera (28) y Trichoptera (2), los que estuvieron distribuidos en 72 familias. Los Diptera presentaron la mayor riqueza taxonómica y en menor proporción los Coleoptera y Hemiptera-Heteroptera respectivamente.

No se observaron diferentes tendencias en la **abundancia relativa** (Figura 30) de los grupos taxonómicos más frecuentes en relación al uso del suelo. Los oligoquetos y crustáceos presentaron las mayores abundancias relativas en los arroyos del Gato y Cajaravillas, mientras que los moluscos, bivalvos y gasterópodos en especial el taxa *Heleobia* spp., fueron los más abundantes en el A° Carnaval. Por otro lado, en el A° Chubichaminí además de oligoquetos y bivalvos también dominaron en numerosidad los odonatos, en especial *Rhionaeshna bonariensis* (Rambur, 1842).

La **densidad media** de invertebrados en la vegetación estuvo comprendida entre 23,66 y 184,23 ind/gr de peso seco, mientras que en el sedimento el rango fue entre los 5755,26 a 64488,89 ind./m². En este último sustrato los crustáceos dominaron los bañados de todos los arroyos, en especial la especie *Hyaella curvispiina* (Shoemaker, 1942). En los tramos pre y posbañado los taxa con mayor representatividad fueron los oligoquetos (a excepción del posbañado del A° Carnaval, donde dominaron los gasterópodos). La representatividad de los grupos taxonómicos en el sustrato vegetación de cada arroyo fue similar a la descrita en el párrafo anterior para la abundancia relativa.

La **riqueza taxonómica** de los ensamblados presentes fue de 52 taxa en el sedimento y 72 taxa en la vegetación acuática. Este último sustrato en general presentó una clara tendencia al aumento desde el prebañado hacia el posbañado. Sin embargo, en el sedimento este patrón no fue tan claro. La mayor riqueza taxonómica se registró en muestras de vegetación del sitio posbañado del A° Chubichaminí, con un total de 58 taxa, siendo Hydrophilidae, Planorbidae y Libellulidae las familias mejor representadas (4 taxa en cada una). El mínimo

valor de riqueza taxonómica se observó en muestras de sedimento del bañado del A° del Gato, dónde sólo se hallaron 22 taxa.

Cabe destacar que la familia Palaemonidae, considerados como organismos sensibles a la contaminación, se registraron exclusivamente en los sitios con uso del suelo AG.

Los valores de **diversidad de Shannon-Wiener** analizados en la vegetación estuvieron comprendidos desde 1,03 (bañado A° Chubichamini) hasta 2,62 bits (posbañado A° Cajaravillas). Por otro lado, en el sedimento los menores valores se registraron en el posbañado del A° del Gato con 1,00bits, mientras que en el posbañado del A° Cajaravillas se registraron los mayores valores (2,21 bits).

La **Equitatividad de Pielou** no mostró una tendencia clara. En el ensamble de la vegetación los valores variaron entre 0,26 (bañado A° Chubichamini) y 0,68 (posbañado A° Carnaval), mientras que en el sedimento variaron entre 0,31 (prebañado del A° del Gato) y 0,63 (posbañado del Cajaravillas).

En la Tabla 13 se detallan los 4 GLMM ajustados entre todos los sitios de muestreo para el analisis de las variables respuesta S, H', J y d. Las diferencias significativas estuvieron dadas para la S, siendo mayor en la vegetación (Figura 30).

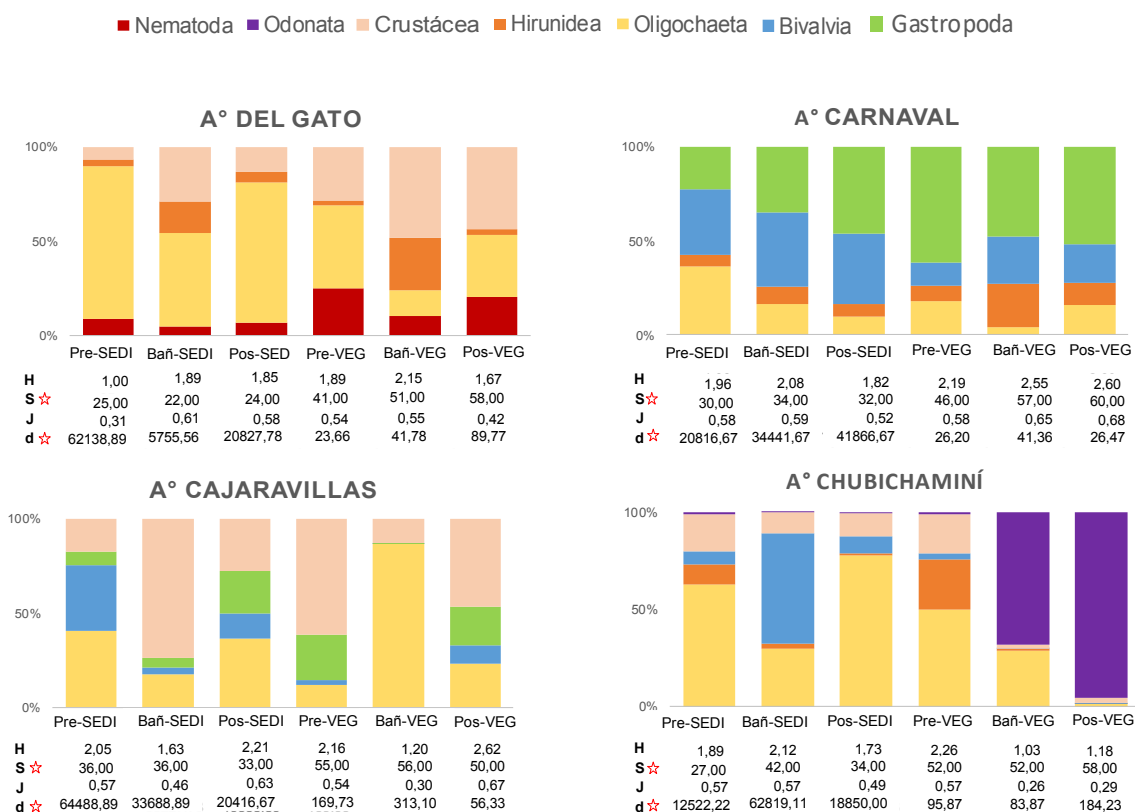


Figura 30: Abundancia relativa mayores a 1 (barras) de los grupos de invertebrados acuáticos más representativos de cada arroyo, e índices de Diversidad de Shannon y Wiener (H'), Riqueza Taxonómica (S), Equitatividad (J) y densidad media (d) en sedimento y vegetación de los 3 tramos anaizados en los 4 arroyos pampeanos del NE de la Provincia de Buenos Aires. Referencias: PRE= prebañado; BAÑ= bañado; POS= posbañado; SEDI= sedimento y VEG= vegetación. Las estrellas rojas indican diferencias significativas entre los tipos de sustratos vegetación y sedimento.

Tabla 13: Resultado de los GLMM para las variables respuesta H', S, J, d, la variable predictora "Sustrato" y el efecto aleatorio "Arroyo", en los 12 sitios estudiados durante los meses marzo, mayo, junio, septiembre, octubre y diciembre 2017. Se muestra el mejor modelo, las variables explicativas, la familia utilizada, el valor estimado, el error estándar y su importancia (valor p y valor t) para cada modelo. Los valores en rojo representan p-valores < 0,05.

Métricas	Mejor Modelo	Variables explicativas	Coeficientes del modelo			
			Familia	Valor estimado	Valor t	Valor Pr(> z)
H'	sustrato+(1 arroyo)	intercepto*	Gamma	0,54	11,57	<2,00E-16
		sustrato vegetación		-0,03	-0,57	0,57
S	sustrato+(1 arroyo)	intercepto*	Gamma	0,03	18,43	<2,00E-16
		sustrato vegetación		-0,01	-9,00	<2,00E-16
J	sustrato+(1 arroyo)	intercepto*	Gamma	1,86	11,67	<2,00E-16
		sustrato vegetación		0,13	0,66	0,51
d	sustrato+(1 arroyo)	intercepto*	Gaussian	0,75	4,02	<0,05
		sustrato vegetación		-1,51	-5,69	>0,05

*El nivel que contempla el intercepto es: sustrato sedimento.

4.3.2 Atributos estructurales según el tramo analizado

La distribución de taxa en relación a los tramos analizados se presenta en la Figura 31. La mayor riqueza taxonómica se presentó en el bañado y posbañado (94 taxa en ambos), mientras que en el prebañado se registraron 88 taxa. Estas diferencias fueron significativamente distintas (p-valor= 1,00E-03), ver Anexo 8.

Alrededor del 55% del total (66 taxa) fueron comunes a los tres tramos, sin embargo, hubo mas taxa compartidos entre el bañado y posbañado (11 taxa), que entre ellos con el prebañado (8 y 7 taxa respectivamente).

Se registraron 11 taxa exclusivos del posbañado: el libelúlido *Erythemis* spp., los dípteros Phoridae, pupas de Brachycera con morfología n°2, hemípteros Macroveliidae, el género *Neotrepthes* sp. de la familia Pleidae, los noteridos *Suphis* spp. y *Suphisselus* spp., los ditícidos *Laccodytes* spp., *Laccornellus* spp. y *Copelatus* spp. y el hidrofílido *Helochares* spp. Por otro lado, en el bañado se registraron 10 taxa exclusivos: el crustáceo *Argulus* spp., el libelúlido *Tremea* spp., los dípteros simil Tabanidae, la pupa Brachycera morfología n°3 y la familia Scatopsidae, el hemíptero *Neoplea* sp. de la familia Pleidae, el notérido *Leuronectes* spp. y los ditícidos *Thermonectus* spp., *Ranthus* spp. y *Anacaena* spp. La menor riqueza de taxa exclusivos se registró en el prebañado (8) con las pupas Brachycera morfología n° 4, 5, 6 y 7; los hemípteros Veliidae; el pleide *Notonecta* sp.; y los coleópteros *Hydrodytes* spp. e *Hydrobius* spp.

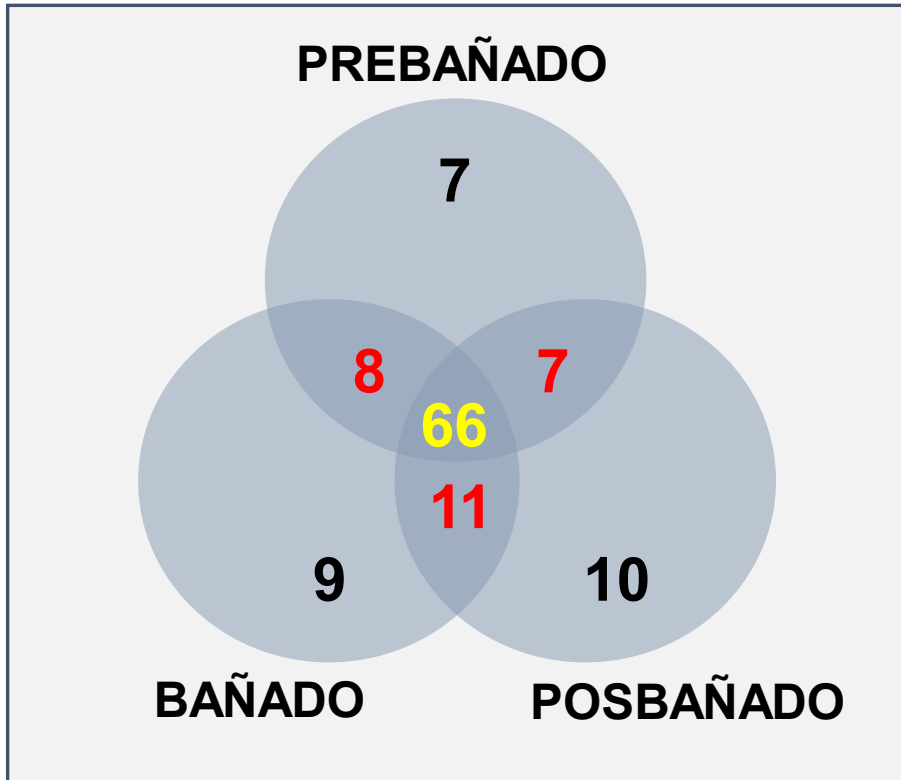


Figura 31: Riqueza taxonómica de invertebrados acuáticos (color negro) por tramo (cada círculo) y los taxa compartidos entre los mismos (colores rojo y amarillo), correspondientes al promedio de las muestras tomadas en el sedimento y la vegetación de 12 sitios del NE de la Provincia de Buenos Aires (marzo-diciembre 2017).

El promedio de la densidad media total de invertebrados bentónicos en el prebañado fue de 286,92 ind/m² (± 1721). Es decir 1,02 veces mayor al bañado (280 ind/m² ± 1.054) y 1,4 veces mayor al posbañado (200 ind/m² ± 858). Al contrario, en la vegetación esta tendencia se invirtió, siendo el prebañado (0,67 ind/ gr peso seco ± 254) 9,14 veces menor al bañado (5,99 ind/ gr peso seco ± 37,02) y 6,57 veces menor al posbañado (4,30 ind/ gr peso seco ± 28,27). A pesar de estos aparentes contrastes, ninguno de los tipos de sustratos presentó diferencias significativas según el tramo ($p > 0,05$).

4.3.3 Índices bióticos del ensamble de invertebrados

De acuerdo con los resultados del índice IMRP todos los tramos del A° del Gato y del prebañado del A° Carnaval fueron catalogados con “escasa contaminación”, mientras que el resto de los sitios presentaron una “leve a nula contaminación”. A diferencia de esto, el IBPamp asignó la categoría “escasa

contaminación” a todos los sitios, a excepción del prebañado y bañado de los arroyos Cajaravillas y del Gato respectivamente, ya que presentaron una “contaminación débil” (Tabla 14).

Tabla 14: Valores de los índices bióticos IMRP e IBPamp calculados para cada arroyo y tramo analizado. Los diferentes colores de las celdas se corresponden con lo indicado según el valor alcanzado por los índices.

		IBPamp	Contaminación	IMRP	Contaminación
A°del Gato	Prebañado	11	Escasa	11	Escasa
	Bañado	9	Débil	12	Escasa
	Posbañado	11	Escasa	12	Escasa
A°Carnaval	Prebañado	11	Escasa	12	Escasa
	Bañado	11	Escasa	13	Leve a nula
	Posbañado	11	Escasa	14	Leve a nula
A°Cajaravillas	Prebañado	9	Débil	14	Leve a nula
	Bañado	11	Escasa	13	Leve a nula
	Posbañado	11	Escasa	18	Leve a nula
A°Chubichaminí	Prebañado	11	Escasa	14	Leve a nula
	Bañado	11	Escasa	17	Leve a nula
	Posbañado	11	Escasa	18	Leve a nula

4.3.4 Métricas estructurales complementarias

A continuación, se presentan en la Figura 32 las 5 métricas estructurales complementarias para el análisis del ensamble propuestas para cada sitio: porcentaje de efemerópteros y tricópteros (%ET), porcentaje de efemerópteros y odonatos (%EO), riqueza de odonatos, coleópteros y heterópteros (OCH), número de taxa de crustáceos y moluscos (Crustacea + Mollusca) y número de familias de insectos (Fam. insectos).

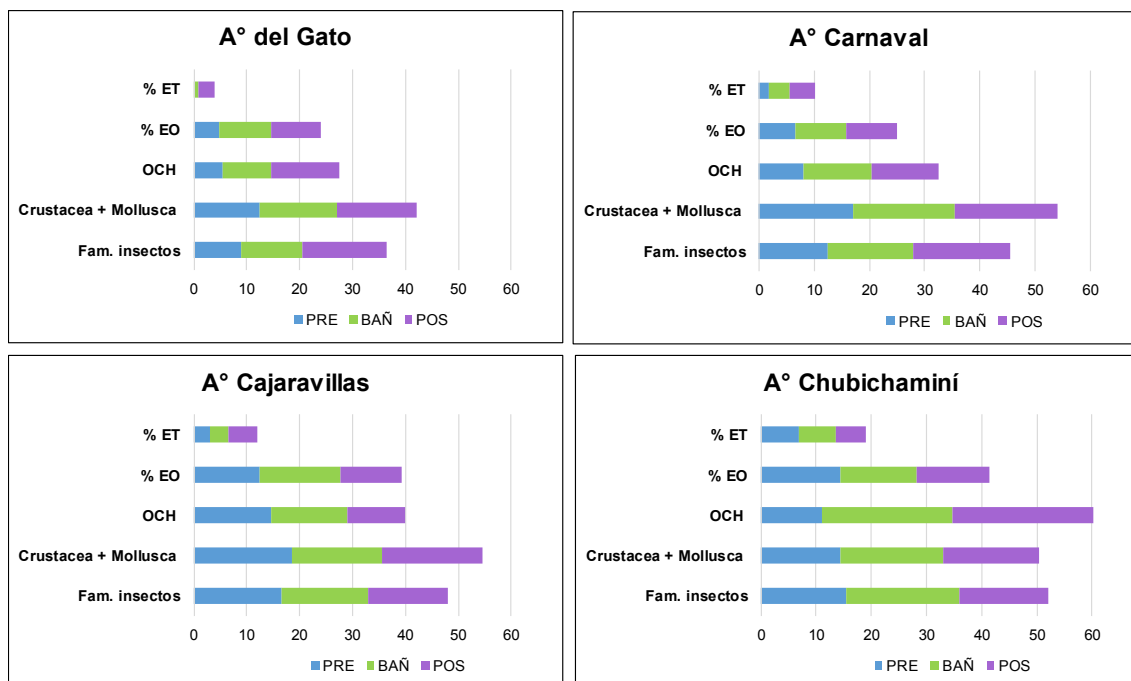


Figura 32: Métricas estructurales (véase referencias en el punto 4.3.4) calculadas por tramo (PRE: prebañado, BAÑ: bañado y POS: posbañado) en 4 humedales pampeanos del NE de la Provincia de Buenos Aires (marzo-diciembre 2017).

4.3.5 Estructura trófica de los humedales pampeanos: análisis de grupos funcionales

Los organismos registrados en este estudio fueron asociados a diferentes grupos funcionales alimentarios (GFA), (véase Anexo 6). De los 186 taxa registrados en los 12 sitios de estudio, los predadores (50 taxa) fue el grupo mejor representado, seguidos por colectores recolectores (25 taxa), colectores filtradores (12 taxa), raspadores (7 taxa), desmenuzadores (4 taxa) y picadores herbívoros (2 taxa). Estas proporciones en la riqueza taxonómica se mantuvieron tanto para los sitios con uso del suelo AU como AG y para los tres tramos (Figura 33).

En el presente trabajo de tesis los nematodos no fueron incluidos en el análisis de GFA debido a que, los que son acuáticos de vida libre, presentan muchas controversias en cuanto a su clasificación, ya que existen varios autores que relacionan la morfología bucal con los hábitos alimenticios, lo cual derivó en diferentes clasificaciones. Estas clasificaciones están muy discutidas y sólo se utilizan a nivel de género (Moens et al., 2006). Además, estos autores afirman que cada género presenta más de un hábito alimenticio. Sumado a esto, los

nematodos suelen tener una escasa representación en los ensambles de invertebrados.

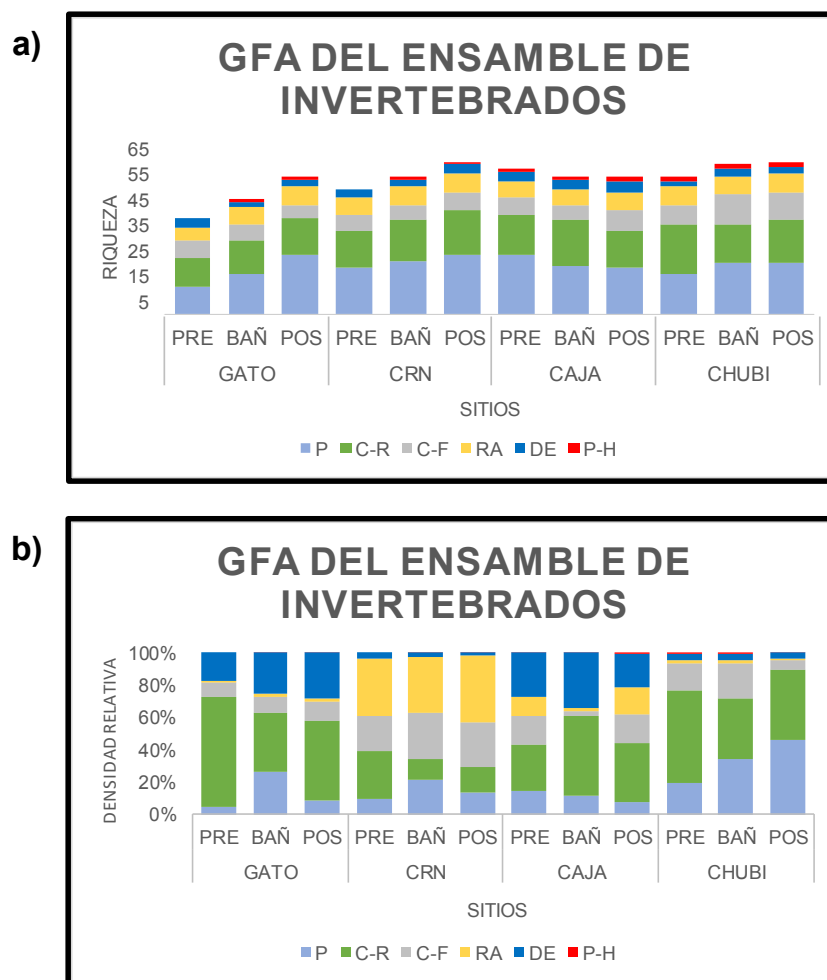


Figura 33: Riqueza taxonómica **(a)** de grupos funcionales alimentarios (GFA) de invertebrados y su contribución relativa en función de la densidad **(b)**, en los 12 sitios estudiados correspondientes a humedales pampeanos del NE de la provincia de Buenos Aires, durante el período de estudio. Referencias: P: predadores; C-R: colectores recolectores; C-F: colectores filtradores; RA: raspadores; DE: desmenuzadores; P-H: picadores herbívoros; PRE: prebañado; BAÑ: bañado; POS: posbañado; GATO: A° del Gato; CRN: A° Carnaval; CAJA: A° Cajaravillas y CHUBI: A° Chubichaminí.

En términos de riqueza, los predadores fueron importantes en todos los sitios de estudio, a excepción del prebañado del A° Chubichaminí (19 taxa colectores recolectores vs 16 depredadores). En al menos nueve sitios los predadores mostraron valores mayores o iguales a 18 taxa, mientras que en el caso de los colectores recolectores esto sucedió en al menos tres sitios. En el caso de los

raspadores y colectores filtradores en general presentaron la misma riqueza (± 3), mientras que los desmenuzadores alcanzaron hasta 4 taxa por sitio. Por último, los picadores herbívoros fueron accesorio en términos de riqueza, con valores máximos de 2 taxa por sitio y mínimos de 0 (Figura 33a).

En términos de porcentaje de densidad relativa, el GFA dominante del ensamble de invertebrados fueron en primer lugar los colectores recolectores (hasta un 51%). En segundo lugar, para los arroyos del Gato y Cajaravillas fueron los desmenuzadores (23,48% y 27,45% respectivamente) y para el A° Chubichaminí los predadores (33,20%) debido a la abundancia de odonatos que presentó este arroyo. La excepción a estos resultados fue el A° Carnaval, donde el primer lugar fue ocupado por los raspadores (37,56%) y en segundo lugar por los colectores filtradores (25,93%). Esto se relaciona con la gran abundancia de moluscos que el arroyo presenta. Al igual que en términos de riqueza, el GFA picadores herbívoros fue accesorio en términos de densidad, con valores máximos de 0,12% y mínimos de 0,03% en todos los sitios (Figura 33b).

4.3.6 Análisis y selección de métricas

Las métricas propuestas para ser evaluadas como indicadoras de la integridad biótica constituyeron una serie de 16 medidas. Sin embargo, aquellas relacionadas a los roles tróficos se calcularon en base a la densidad de los invertebrados, por lo que en total fueron 12 métricas adicionales más.

A partir del análisis de correlación de Pearson (Figura 34) se evaluó la colinealidad entre métricas y se retiraron 10 de ellas por presentar un r-valor mayor a 0,6 y p-valor mayor a 0,05. Por lo que para los posteriores análisis se evaluaron las siguientes 6 métricas seleccionadas: OCH (N° de odonatos-coleópteros-heterópteros), H' (Diversidad de Shannon-Wiener), IBPamp (Índice Biótico Pampeano), IMRP (Índice con Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos), % Predadores y % Desmenuzadores.

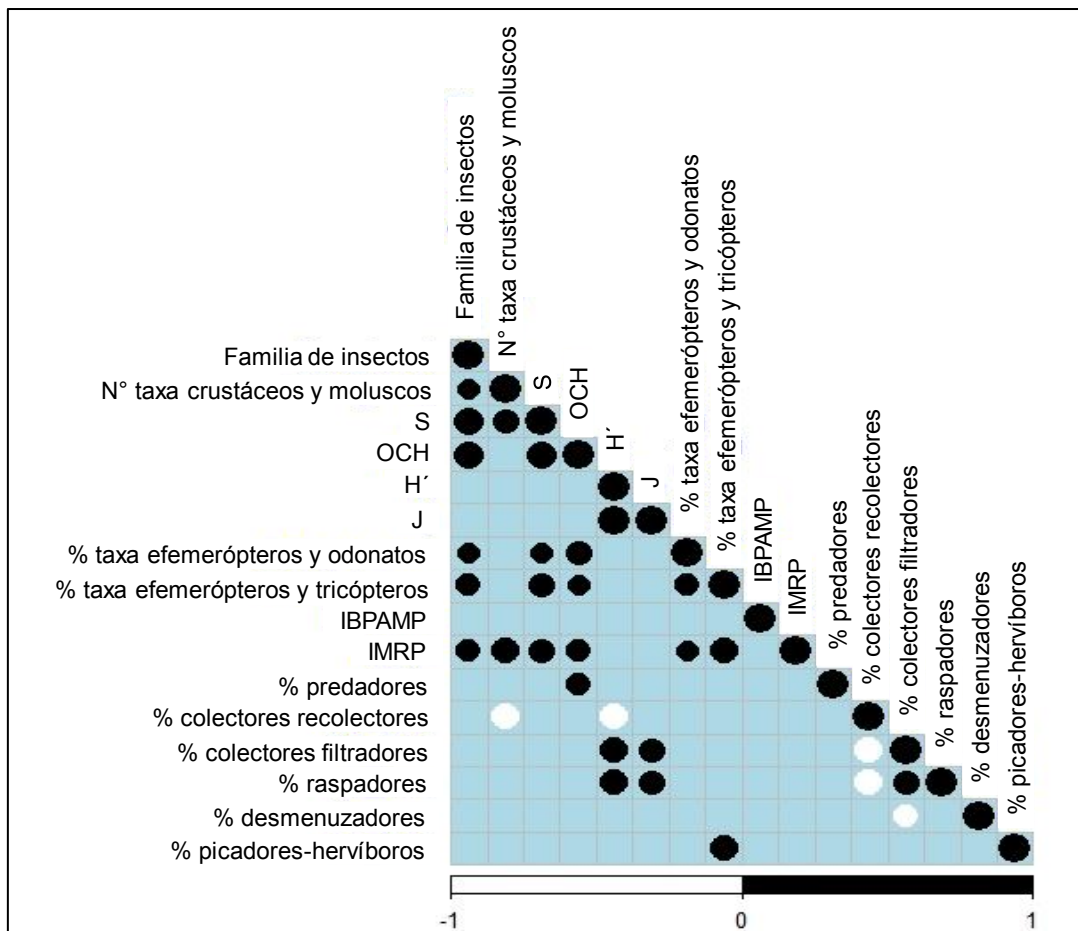


Figura 34: Matriz de coeficiente de correlación de Pearson para las 16 métricas del ensamble de invertebrados acuáticos. Los círculos negros y blancos representan una relación positiva y negativa respectivamente. El tamaño de los círculos indica la magnitud de la correlación, cuando están presentes indica $p < 0,05$: Familia de insectos; N° taxa crustáceos y moluscos; S: Riqueza Taxonómica; OCH: odonatos-coleópteros-heterópteros; H': Diversidad de Shannon-Wiener; J: Equitatividad de Pielou; % taxa efemerópteros y odonatos; % taxa efemerópteros y tricópteros; IBPamp: Índice Biótico Pampeano; IMRP: Índice con Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos; % predadores; % colectores recolectores; % colectores filtradores; % raspadores; % desmenuzadores; % de picadores-hervíboros.

4.3.7 Influencia de las condiciones ambientales sobre las métricas del ensamble de invertebrados

A partir de las 6 métricas bióticas seleccionadas se evaluó su relación con las variables fisicoquímicas e hidro-geomorfológicas. Los resultados obtenidos muestran que el OD fue el parámetro fisicoquímico que evidenció la mayor cantidad de correlaciones con las métricas del ensamble de invertebrados acuáticos, tanto positivamente (OCH, IBPAMP e IMRP) como negativamente

(con el % desmenuzadores, que a su vez también presentó una correlación positiva con el % MO: 0,64). El IMRP fue la única métrica que se correlacionó con tres parámetros ambientales: positivamente con el OD y TDS, y negativamente con el % de cobertura de macrófitas. A su vez, la H' se correlacionó negativamente con los SST (-0,68), y por último el % de predadores no presentó ninguna correlación significativa (Tabla 15).

Tabla 15: Matriz de correlaciones de Pearson entre métricas seleccionadas (OCH: riqueza odonato-coleóptero-heteróptero; H': Diversidad de Shannon; IBPAMP: Índice Biótico Pampeano; IMRP: Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos; % de predadores y % de desmenuzadores) y parámetros físicoquímicos e hidrogeomorfológicos. OD: Oxígeno Disuelto (mg/L); PO₄: Fosfatos (mg P/L); NO₂: Nitritos (mg N/L); NH₄: Amonio (mg N/L);); DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg O₂/L); Limo (%); Ancho mojado (m); Cobertura de macrófitas (%); MO: materia orgánica (%); SST: Total de Sólidos Suspendidos (mg/L); TDS: Total de Sólidos Disueltos (mg/L); Profundidad media (m); ARC: arcilla (%); Cr en sedimento (mg/kg); Zn en sedimento (mg/kg); Cu en sedimento (mg/kg), de 12 sitios estudiados en humedales pampeanos del NE de la Provincia de Buenos Aires. Los colores verdes y amarillos representan una relación positiva y negativa respectivamente para un p-valor <0,05.

	OCH	H'	IBPAMP	IMRP	%Predadores	%Desmenuzadores
OD	0,58	-	0,63	0,58	-	-0,72
PO ₄	-	-	-	-	-	-
NO ₂	-	-	-	-	-	-
NH ₄	-	-	-	-	-	-
DBO	-	-	-	-	-	-
% limo	-	-	-	-	-	-
Ancho mojado	-	-	-	-	-	-
% cobertura de marcófitas	-	-	-	-0,59	-	-
% MO	-	-	-	-	-	0,64
SST	-	-0,68	-	-	-	-
TDS	-	-	-	0,68	-	-
Pofundidad media	-	-	-	-	-	-
% arcilla	-	-	-	-	-	-
Cr en sedimento	-	-	-	-	-	-
Zn en sedimento	-	-	-	-	-	-
Cu en sedimento	-	-	-0,58	-	-	-

4.3.8 Respuesta de las métricas seleccionadas al uso del suelo, tramo analizado y parámetros ambientales

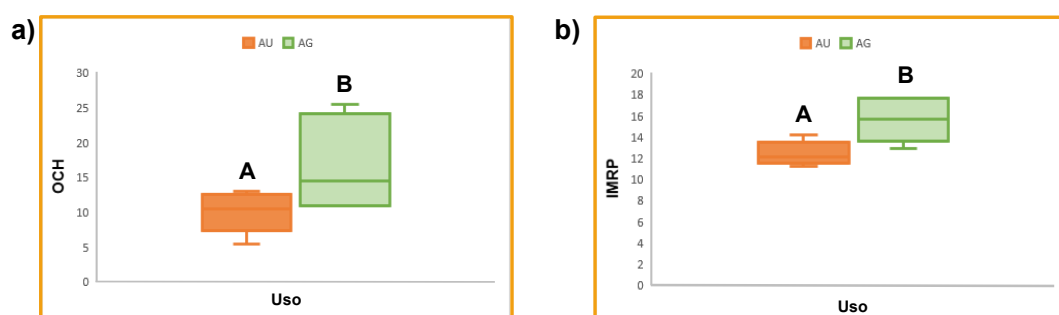
En el Anexo 8 se detallan los 9 GLMM y 6 GLM ajustados entre las 6 variables respuestas del ensamble del ensamble de invertebrados, y las variables predictoras fisicoquímicas e hidro-geomorfológicas, “Uso”, “Tramo” y las interacciones entre ellos.

Los valores del OCH fueron significativamente mayores para el uso del suelo AG que para AU (Figura 35a) y significativamente menores en el prebañado que en los otros dos tramos (Figura 35c). Además, su variación fue significativamente distinta en función de la variación de 7 parámetros ambientales, de los cuales 2 fueron fisicoquímicas del agua: amonio y DBO, y 5 hidro-geomorfológicos: % de cobertura de macrófitas, SST, profundidad media, % de arcillas y concentración de Cu en sedimento.

En relación a los índices bióticos, el IBPamp no presentó diferencias significativas en relación a los usos del suelo, tramos o la interacción entre ambos. Pero sí en relación a la variable fisicoquímica NO_2 y las variables hidrogeomorfológicas % cobertura de macrófitas, SST, profundidad media, % de arcillas y concentración de Zn en sedimento. En cambio, los valores del IMRP sí presentaron diferencias significativas en relación a los usos del suelo (siendo mayor para AG que AU, Figura 35b), y a los tramos (siendo mayor en el posbañado que el prebañado, Figura 35d). Además, también fue significativo con la variación ambiental del % de cobertura de macrófitas, % de limo, concentración de Cr en sedimento y OD.

En cuanto a los GFA, sólo el porcentaje de predadores mostró diferencias significativas en cuanto a los usos del suelo y tramos, siendo mayor la interacción entre el Uso AG: Tramo posbañado que la de Uso AU: Tramo bañado (Figura 35e). Además, se observaron diferencias significativas entre el % de predadores con la profundidad media, la concentración de Cu en sedimento y los NO_2 . En el caso del % de desmenuzadores sólo se evidenciaron estas diferencias con el OD y la concentración de Zn en sedimento.

Por otro lado, la H' mostró tener interacciones significativas entre los factores "Uso" y "Tramo", siendo menor la interacción Uso AG: Tramo posbañado que Uso AU: Tramo bañado. Además, su variación fue significativamente distinta en función de SST (p -valor= 0,001), Figura 35f.



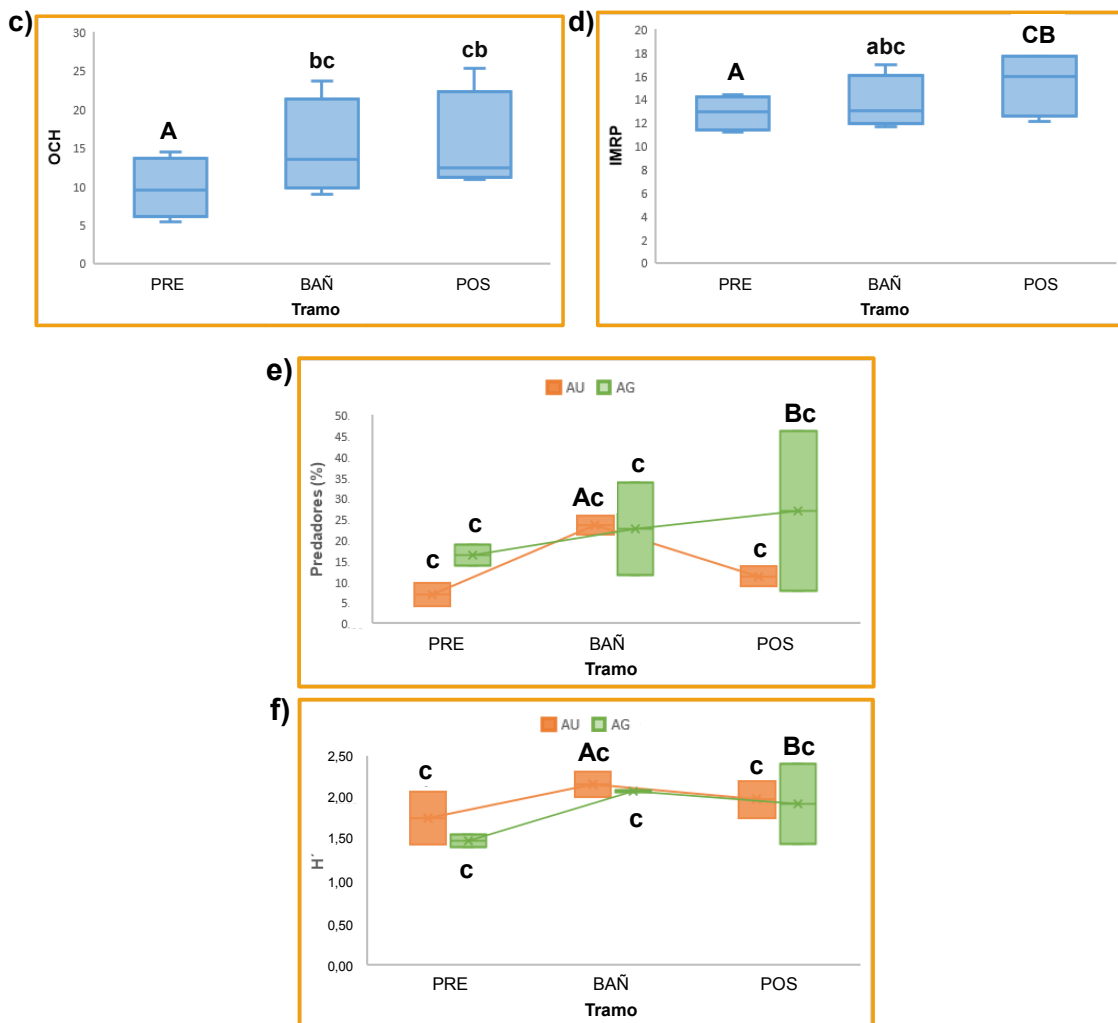


Figura 35: Métricas comunitarias del ensamble de invertebrados acuáticos (IMRP: Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos; OCH: n° de taxa odonatos, coleópteros y heterópteros; Predadores: % de GFA predadores) que registraron diferencias significativas en función del “Tramo” (PRE: prebañado, BAÑ: bañado y POS: posbañado) y “Uso” (AU: Agrícola-Urbano, AG: Agrícola-Ganadero). Las letras diferentes en mayúscula implican diferencias significativas (p -valor $<0,05$). Rango de barras muestra el rango de los valores, cajas son rangos intercuartiles (percentiles: 25% al 75%) y las líneas son medianas.

A microscopic image of biological tissue, likely showing cells and fibers. A horizontal purple band is overlaid across the center of the image, containing the word "DISCUSIÓN" in white, bold, uppercase letters. The background shows a complex network of light-colored fibers and several larger, reddish-brown, oval-shaped structures.

DISCUSIÓN

5.DISCUSIÓN

5.1 CALIDAD DEL HÁBITAT ACUÁTICO DE LOS HUMEDALES PAMPEANOS: EFECTO DEL USO DEL SUELO

Durante este estudio se analizó la calidad ecológica de cuatro humedales pampeanos en función de los principales usos de suelo de sus cuencas. La misma fue definida en función de las características fisicoquímicas del agua, la calidad del hábitat físico y la integridad biótica.

Según Feijoó et al. (2005) en los sistemas fluviales pampeanos la calidad del agua está determinada por el tipo y uso del suelo vinculado a sus cuencas. En el presente trabajo los sitios con uso del suelo AU se caracterizaron por una elevada concentración de amonio y fosfatos, mientras que el porcentaje de materia orgánica y el ancho mojado caracterizaron a los sitios de uso del suelo AG. Estos resultados concuerdan con los publicados por Tarda et al. (2019), Capítulo et al. (2020), Rodrigues Capítulo et al. (2020) para los mismos lugares de estudio.

Independientemente del tipo de uso del suelo, el análisis de la granulometría del sedimento mostró como resultado que todos los sitios presentaron un predominio de las fracciones más finas de sedimento (limo y arcilla). Esta composición granulométrica es una característica típica de arroyos de baja pendiente, al igual que la baja velocidad de la corriente (Feijoó y Lombardo, 2007). Además, todos los sitios arrojaron valores de DBO cercanos al nivel más alto permitido en las pautas de ACUMAR, es decir, 15 mg/L para uso recreativo pasivo del recurso (Resolución 3/2009, ACUMAR, 2017). Éste parámetro fue mas elevado en los sitios con uso AG que AU debido, probablemente, al aporte de excremento vacuno en el cauce fluvial, el cual requiere grandes demandas de oxígeno para biodegradarse. Otros autores también han registrado cómo la actividad ganadera aumenta la carga de materia orgánica y las demandas de oxígeno en comparación con sitios de diferentes usos del suelo (Kim et al., 2003). Del mismo modo, los mayores valores de sólidos suspendidos y conductividad registrados en los sitios AG podrían deberse al efecto del pisoteo y pastoreo por parte del ganado, que remueve y resuspende el material particulado, tal como plantea Molina et al. (2017) en un estudio sobre la influencia de diferentes usos

del suelo: bosque nativo, bosque implantado, vegetación arbustiva y herbácea, ganadería (intensiva y extensiva), cultivos intensivos y usos mixtos (cultivo de café y cítricos, área urbana, autopistas, instalaciones rurales) en arroyos de Brasil. Por otro lado, Solís (2016) registró concentraciones de fosfatos en arroyos pampeanos ubicados en una reserva natural, análogas a las obtenidas en los sitios con uso del suelo AG del presente trabajo. Esta analogía puede ser explicada por la afirmación de Scrimgeour y Kendall (2002), quienes exponen que la acción del ganado puede no resultar en un aumento neto de los nutrientes en un humedal, debido a que el pastoreo y los procesos de degradación pueden alterar sus formas y volverlos más disponibles.

Continuando con los nutrientes, la baja concentración registrada de oxígeno disuelto en el agua en todos los sitios muestreados no favoreció la tasa de nitrificación y como resultado el amonio presentó concentraciones más altas que los nitratos (Wetzel, 2001; Kemp y Dodds, 2002). Sin embargo, los arroyos pampeanos tienen características que moderan la concentración de nitrógeno inorgánico. En particular, la escasa pendiente y la vegetación conspicua tienden a disminuir la concentración en el agua por absorción de las macrófitas. Así, Nguyen et al. (1999) estimaron una remoción neta del 54% del nitrógeno total que ingresa a un humedal ripario localizado entre una pastura con ganado ovino y un pequeño arroyo en Nueva Zelanda. Por lo que estos resultados indican que en los sitios estudiados existe un continuo aporte de nitrógeno al sistema. Además, las elevadas concentraciones de fosfatos obtenidas en los arroyos del Gato y Carnaval (>1 mg P/L) fueron coincidentes con los mayores valores de ORP, lo cual favorece la liberación de la mayor parte del fósforo de los sedimentos (Wetzel 2001; Zhou et al., 2005). Comber et al. (2013) afirman que en los sistemas fluviales con un uso del suelo predominantemente urbano o peri-urbano, es probable que la potencial presencia de desagües domésticos no tratados en el cauce sea la fuente mas importante de fósforo. Esto trae aparejados problemas sanitarios y eutrofización (Sánchez- Carrillo et al., 2010). Incluso, el incremento de nutrientes y el aumento de la salinidad en humedales ubicados en zonas urbanas son uno de los principales impactos directos, debido a descarga de desagües de aguas residuales y pluviales (Boyer y Polasky 2004; Rybczyk et al., 2002; Lee et al., 2006). Sumado a esto, repetidamente se informa en la bibliografía elevadas concentraciones de nutrientes en sitios con cultivos

agrícolas, reflejando el efecto del uso de suelo en la química del agua de la cuenca. En nuestra región, Marrochi et al. (2018) reportaron concentraciones de fósforo similares a las del presente estudio en sitios con el mismo uso del suelo y cercanos a la zona de estudio. Solís (2016) registró mayores concentraciones de nitrato, nitrito, amonio y fósforo reactivo soluble en el agua de escorrentía superficial del A° del Gato en comparación con los sitios ubicados en reservas y en cuencas ganaderas. Por lo que las mayores concentraciones de nutrientes en los sitios con uso AU sugieren el aporte de los fertilizantes aplicados en los cultivos, así como la descarga de desagües de aguas residuales y pluviales adyacentes a los cauces.

Gabellone et al. (2005) observaron que la concentración de nutrientes en la cuenca alta del río Salado, donde predomina la agricultura intensiva, es mayor que en la cuenca baja donde prevalece la actividad ganadera. Mugni (2009) y Mugni et al. (2013) observaron que arroyos con distinto uso del suelo mostraron diferencias significativas en las concentraciones de nutrientes, siendo mayores en arroyos con uso agrícola que en cuencas con ganadería extensiva o en una reserva bonaerense (Estancia Pearson-Magdalena). Además, Arias (2019) indicó que el efecto de la agricultura sería semejante al de la horticultura, dado que en ambos casos hay una transferencia de nutrientes a los arroyos debido a la fertilización de los cultivos en la cuenca.

Dado que todos los arroyos estudiados están relacionados a un mismo tipo de suelo (Argiudoles con materiales de origen loésico en la porción continental y Vertisoles ricos en arcillas marinas del Holoceno hacia la planicie costera; Camilión et al., 2003; Hurtado et al., 2006), es posible que las diferencias en la calidad del agua detectadas durante esta investigación estén efectivamente vinculadas al efecto de los distintos usos del suelo. Asimismo, los resultados de la bibliografía anteriormente mencionada son congruentes con los del presente trabajo, sugiriendo que la intensificación agrícola y la urbanización causan el enriquecimiento de nutrientes en las aguas superficiales como consecuencia de los desagües no tratados y de aplicaciones con fertilizantes, los cuales son probablemente incorporados a los sistemas fluviales por escorrentía superficial de forma tanto puntual como difusa.

5.2 METALES TRAZA EN SEDIMENTO Y USOS DEL SUELO

Los biocidas y fertilizantes suelen tener concentraciones muy pequeñas de metales traza, ya sea porque por razones económicas no fueron lo suficientemente purificados durante los procesos de fabricación, o porque forman parte de los principios activos (Alloway, 1990). Por otro lado, las actividades urbanas también son fuente de metales traza (Azous y Horner, 2000; Bassi et al., 2014) ya que, como fue mencionado anteriormente, generan vertidos de aguas residuales sin tratamiento a los cuerpos de agua.

Los metales traza liberados en los ambientes acuáticos siguen básicamente la ruta de las partículas con una rápida adsorción a la materia suspendida y su posterior transporte a los sedimentos del fondo, lo que genera preocupación debido a su naturaleza no degradable y potencialmente tóxica (Lee et al., 2017). Se destaca el estudio realizado por los autores Bai et al. (2010), quienes han demostrado que los metales traza pueden acumularse y retenerse en los sedimentos de humedales durante un largo período de tiempo.

En el presente trabajo ninguna de las concentraciones registradas de metales estuvo por encima de los Valores Guía de Toxicidad de Sedimentos de Ambientes de Agua Dulce establecidos en la Guía Canadiense para la Protección de la Biota Acuática (CCME, 2002), a excepción del Cu en el bañado del A° del Gato (FC-Cu = 1,75). Los autores Rimoldi et al. (2018) y Ronco et al. (2001) registraron concentraciones de Cu en sedimento similares a las del presente estudio en el mismo arroyo. Posteriormente Peluso et al. (2013) detectaron a través de un factor afín al FC valores análogos a los del presente trabajo en la desembocadura del Río Paraná con similar uso del suelo (AU). Por otro lado, en el A° Carnaval las concentraciones de Cu registradas fueron similares a las publicadas por Ronco et al. (2001) para este mismo arroyo. Los sitios con uso AG presentaron valores semejantes entre sí y comparables con los reportados para los arroyos El Pescado (Ferreira, 2015), Las Flores y Juan Blanco (Ocón y Rodrigues Capítulo, 2004; Ronco et al., 2008), los cuales son considerados en muchos trabajos como referencias para estudios de evaluación de toxicidad en la Ecorregión Pampa. Los resultados de los GLMM ajustados demostraron que las variaciones en las concentraciones de Cu dependen del uso del suelo (siendo mayores en los sitios con uso AU que AG) y del tramo seleccionado (siendo mayores en el humedal que en el pre y posbañado).

En relación al Cr, muchas de las concentraciones estuvieron por debajo del límite de detección, sin embargo, cuando fueron detectables no arrojaron valores muy distintos a los reportados en la literatura para la zona. Así, en los sitios con uso del suelo AU los valores registrados fueron similares a los publicados por Rimoldi et al. (2018), y en los sitios con uso del suelo AG fueron similares a los reportados por Ronco et al. (2001) para el A° Pescado. Los resultados de los GLMM ajustados mostraron que las variaciones en las concentraciones de Cr sólo dependen del tramo analizado.

Para el caso del Zn, los sitios con uso AU presentaron valores similares a los publicados por Ferreira (2015) en sitios con similar uso del suelo. Además, Ronco et al. (2008) registraron en los arroyos Juan Blanco y Las Flores (con uso del suelo rural) concentraciones de Zn similares a las publicadas en el presente trabajo para los humedales con uso AG. Los resultados de los GLMM ajustados mostraron que la interacción de los factores uso del suelo y tramo son los que determinan las variaciones en las concentraciones de este metal traza.

En conclusión, afirmamos que las características fisicoquímicas y la calidad del hábitat físico de los humedales pampeanos se encuentran afectadas por las actividades del uso del suelo circundante. Siendo el uso AU aquel que aporta mayores concentraciones de Cu, fosfatos y amonio al sistema, en relación con el uso del suelo AG.

5.3 ENSAMBLE DE MACRÓFITAS

En este estudio se reconocieron 23 taxa de plantas acuáticas pertenecientes a 18 familias, indicando que los humedales pampeanos sostienen comunidades de autótrofos con ensambles ricos y diversificados. La riqueza taxonómica fue similar a la registrada por otros autores en arroyos pampeanos de la región (Paz, 2019; Ferreira 2015), aunque sería menor a las áreas naturalmente más diversas de nuestro país como las de zonas subtropicales (Neiff et al., 2000). El 82,61% de las especies fueron nativas (18 taxa), de las cuales el 8,70% (2 taxa) resultaron ser endémicas. La proporción de especies acuáticas exóticas observada en este estudio (21,74%) es similar a la reportada por Hauenstein (2006) para ecosistemas acuáticos continentales (20,7%). En el presente trabajo

se registró un 45% de cobertura relativa de la especie exótica *I. pseudacorus* en el bañado del arroyo Cajaravillas, el cual a su vez presentó uno de los menores valores de J registrados, reflejando la alta capacidad invasora de esta especie. Además de disminuir la equitatividad de un ambiente, las especies invasoras interrumpen las redes edáficas mutualistas nativas y, por lo tanto, limitan la capacidad natural de un ecosistema para la resiliencia y la recuperación (Rodríguez-Echeverría, 2009). Según Montes et al. (2007) los humedales son especialmente vulnerables a la invasión de nuevas especies debido a su posición como ecotonos o interfaces entre los ambientes terrestres y acuáticos, exponiendo ambos ambientes a la incorporación de especies nuevas.

Todos los tipos biológicos clasificados por Lahitte et al. (1997) fueron registrados durante el estudio, al igual que Zanotti y Gómez (2020) en 4 arroyos pampeanos de la región asociados a diversos usos del suelo. El tipo biológico dominante fue el palustre, patrón característico de los humedales templados (Nicolet et al., 2004; Gioria et al., 2010). La dominancia de palustres podría estar relacionada con las bajas velocidades de la corriente registradas (menores a 0,2 m/seg) ya que según Bal et al. (2011), estos tipos biológicos presentan una ventaja competitiva a velocidades de la corriente de agua por debajo de los 0,2 m/seg, donde son capaces de capturar más luz que las sumergidas y flotantes.

Por otro lado, se observaron patrones dependientes de la estacionalidad, donde la mayoría de las especies presentaron picos productivos durante los meses de septiembre, octubre y diciembre. Este resultado concuerda con los del estudio realizado por Paz (2019) en arroyos pampeanos peri-urbanos de la región.

La mayor cobertura promedio fue registrada en los humedales con uso del suelo AU, lo que podría estar relacionado con el "input" de fertilizantes incorporados a los arroyos en las malas prácticas agrícolas y la actividad urbana. Thomas et al. (2018) concluyó que en arroyos de Canadá las mayores concentraciones de nitrógeno y fósforo relacionadas principalmente a la actividad urbana, seguido de la actividad agrícola, promueve la productividad vegetal tanto en los cultivos blanco como en los cuerpos de agua adyacentes. Sin embargo, esto no quiere decir que también promuevan la biodiversidad. Existe una amplia bibliografía documentado la reducción de la biodiversidad de macrófitas en humedales de áreas urbanas (Lee et al., 2006; Zelnik et al., 2012)

y de áreas agrícolas (Faulkner, 2004; Hauenstein et al., 2014; Kutschker et al., 2014). Diversos estudios han demostrado que el aumento de fósforo y nitrógeno afecta a la composición y diversidad de los ensambles de plantas acuáticas (Lacoul y Freedman 2006; Bornette y Puijalon, 2011; Artigas et al., 2013). De hecho, en el presente trabajo se ha registrado la presencia de plantas pertenecientes a los cultivos integrando los ensambles naturales. Un ejemplo de estos se observó en el bañado del Carnaval, en cuyos márgenes se practica el cultivo de soja (*Glycine max*). En este mismo sitio la diversidad y equitatividad disminuyeron, reduciendo de esta forma la diversidad de hábitats que las macrófitas ofrecen para otros organismos.

Además, algunos autores (Álvarez et al., 2020; Del Puerto et al., 2020; Rodrigues Capítulo et al., 2020) han registrado como los valores de diversidad de aves, peces, invertebrados y microorganismos en bañados con uso del suelo AG son mayores que en bañados con uso AU. Sin embargo, cabe señalar que los sitios expuestos a la ganadería extensiva, están expuestos a la amenaza inminente que significa el ganado, el cual afecta negativamente la cobertura vegetal de los humedales (Taboada et al., 1999). En el presente trabajo se observó la presencia de ganado vacuno en varias oportunidades, de pisadas y materia fecal dentro y en los alrededores del cauce. Por lo que los bajos valores de cobertura registrados en estos sitios pueden estar relacionados al pastoreo y pisoteo por parte del ganado, el cual podría estar disminuyendo la cobertura y generando mayor radiación (por escasez de sombra). Esto podría incrementar la temperatura del agua y la evapotranspiración, influyendo posiblemente en el aumento de la conductividad, junto al aporte de las aguas subterráneas.

5.4 TIPOS BIOLÓGICOS DE MACRÓFITAS

5.4.1 Concentración y absorción de metales traza

Algunas especies de ambos tipos biológicos de macrófitas presentaron concentraciones superiores a las consideradas por los valores de referencia para todos los metales analizados.

Con respecto al Cr, la especie flotante arraigada *L. peploides* y las palustres *S. californicus* y *T. latifolia* mostraron concentraciones superiores a 10 mg*kg⁻¹ de peso seco, limite a partir del cual se considera que existe efecto fitotóxico en las plantas (Pais y Jones, 2000). Por otro lado, las especies

arraigadas *P. punctatum*, *H. bonariensis* y sólo en algunos casos la palustre *T. latifolia* presentaron valores superiores a este límite. En referencia a los resultados obtenidos a partir del FA de Cr, es llamativo como *T. latifolia*, *L. peploides*, y *P. punctatum* presentaron una alta eficiencia de absorción, alcanzando los mayores valores del FA en relación al resto de los metales. Sin embargo, estas comparaciones deberían reforzarse con un mayor número de muestras representativas para alcanzar conclusiones más robustas.

En relación al Cu, la concentración media registrada en las especies de ambos tipos biológicos fue mayor que la reportada por Kabata-Pendias y Pendias (2001) para regiones no contaminadas de diferentes países, la cual varía entre 2,1 y 8,4 mg*kg⁻¹ de peso seco. La excepción a estos valores se reflejaron en la especie palustre *I. pseudacorus* y en algunas ocasiones *T. latifolia*, y la arraigada *P. punctatum*.

En el caso de Zn, los valores medios de todas las especies de ambos tipos biológicos fueron en general mucho mayores a 15 mg*kg⁻¹ de peso seco, valor registrado por Pais y Jones (2000) como concentración crítica de Zn para la mayoría de los cultivos. Dicha concentración puede producir interferencia en los procesos metabólicos resultando en la generación del estrés oxidativo (Castiglione et al. 2007), reemplazo del magnesio en RUBISCO, reducción de la actividad fotosintética y modificaciones en la morfología de las plantas. Así, Arreghini et al. (2006) reportaron modificaciones en el ancho y la altura promedio de las hojas de *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volk. ex Schinz and Keller, expuestos a concentraciones críticas de Zn en ensayos de laboratorio por un período de tres meses. Por otro lado, según los GLMM ajustados la eficiencia en la absorción de Zn depende exclusivamente del tipo biológico, siendo mayor en las flotantes arraigadas. Por lo que es muy probable que aquellos valores del FA cercanos a 1 registrados en *H. bonariensis* y *L. peploides* se deban al alto nivel de tolerancia que poseen dichas especies a las concentraciones tóxicas de Zn.

En conclusión, las macrófitas con mayores eficiencias para absorber metales fueron las especies flotantes *L. peploides* para Zn y Cr, *P. punctatum* para Cr, e *H. bonariensis* para Zn. Mientras que de las palustres *T. latifolia* fue quien presentó la mayor eficiencia para absorber Cr.

Cabe mencionar que en la bibliografía suelen citarse tres mecanismos principales que emplean las macrófitas para limitar la acción tóxica de los

metales: aquellos destinados a neutralizar los metales no esenciales (es decir, las chaperonas moleculares que evitan la sustitución de los metales esenciales por aquellos no esenciales en las metaloenzimas); los destinados a neutralizar los efectos adversos producidos por algunos metales (es decir, la respuesta enzimática y no enzimática a las especies reactivas de oxígeno generadas por los metales con actividad redox) y los destinados a retener los metales traza en compartimentos extracitoplasmáticos como la vacuola o la pared celular (Clemens et al., 2002; Hall, 2002; Carroll et al., 2004; Shanker et al., 2005; Krämer et al., 2007). Sin embargo, esto se ha descrito principalmente para especies de la familia Brassicaceae y se sabe muy poco sobre este tipo de comportamiento en plantas nativas de otras familias (Gomez et al., 2020). A pesar de esto, se podría esperar que los mecanismos que utilizan las especies estudiadas ante situaciones de estrés por la presencia de metales en el ambiente sean similares.

Por otro lado, es necesario tener en cuenta que la comparación entre concentraciones de metales traza en macrófitas con otros estudios es a menudo difícilmente realista y confrontable debido que existen diferencias en la época de muestreo, y es sabido que los procesos de envejecimiento tisular afectan la acumulación de metales traza (Prado et al., 2010 y 2012). Además, las fuentes de contaminación, el tipo de suelo y las características climáticas del ambiente de estudio también son variables que afectan su absorción y concentración. Por otro lado, existen situaciones en las que las altas concentraciones de metales en los sedimentos, su baja biodisponibilidad y la limitada transferencia a la columna de agua determinan que las macrófitas exhiban concentraciones relativamente bajas de estos metales (de Cabo et al., 2015).

5.4.2 Translocación de metales traza

La translocación de metales traza a las partes aéreas de las macrófitas es un proceso bioquímico deseable en las técnicas de fitorremediación de ambientes degradados, ya que los tejidos aéreos son cosechados y por lo tanto manipulados para evitar que los metales re-ingresen al sistema luego de su senescencia.

La única especie que presentó un factor de translocación mayor a 1 fue *S. californicus* (FT=1,10) para Zn. Indicando débilmente que el metal fue

absorbido y translocado hacia el tejido aéreo, donde probablemente tenga mecanismos de secuestro de Zn en vacuolas y en el apoplasto de las hojas (Zhao et al., 2002; Last et al., 2000). Según algunos autores (Cardwell et al., 2002; Kumar et al., 2006; Vardanyan et al., 2006) es más probable que las plantas utilicen vías de transporte desde las raíces hacia los tejidos aéreos para los metales esenciales (tales como Zn), a que lo hagan para el transporte de metales tóxicos (tales como Cr, Ni o Pb) hacia estos tejidos. Se ha reportado en la bibliografía que bajo ensayos de laboratorio en tratamientos con Zn agregado (250 a 500 mg*Kg⁻¹) la especie *S. californicus* presenta valores de FT mucho más altos que en los tratamientos sin Zn agregado (Arreghini et al., 2001). Sin embargo, otros autores (Auguet et al., 2015; Arreghini et al., 2017) han registrado que a mayores concentraciones de Zn (2000 mg*Kg⁻¹) el metal es retenido principalmente en las raíces. Se cree que este mecanismo actúa para evitar la translocación de Zn a las partes aéreas cuando las concentraciones en el medio son muy altas. Análogamente, en un trabajo realizado por Mendoza et al. (2015) se registró que cuando la concentración de metales en el tejido radical de *H. bonariensis* y en el suelo aumentan a niveles muy altos, esta especie tiene la capacidad de proteger su tejido fotosintético manteniendo pequeños cambios en la concentración de metales en el tejido aéreo, limitando la transferencia desde las raíces a las hojas. Teniendo en cuenta los mecanismos mencionados sobre protección de los tejidos fotosintéticos cuando las concentraciones de metales en el medio son elevadas, y considerando que en el presente estudio el valor máximo promedio de Zn en sedimento fue de 80,54 mg*Kg⁻¹, es esperable que el factor de translocación de *S. californicus* haya sido mayor a 1. Sin embargo, consideramos que los resultados obtenidos son aún incompletos para asumir que existan diferencias de translocación entre tipos biológicos. Por lo que es necesario un mayor número de muestras de la misma especie y de otras de ambos tipos biológicos para alcanzar estas afirmaciones.

5.4.3 Selección del tipo biológico

Según Dhir, et al. (2013) independientemente del tipo biológico al que las macrófitas pertenezcan, tienen un inmenso potencial para la remediación de diversos contaminantes orgánicos e inorgánicos. Sin embargo, en general las

palustres y flotantes arraigadas se consideran menos importantes que las sumergidas. Incluso a veces son cosechadas para eliminar los nutrientes o mejorar la apariencia recreativa de los cuerpos de agua (Chaney et al., 1997). Algunas de las especies sumergidas reportadas en la literatura con gran tolerancia y capacidad de acumulación de metales traza en ambientes acuáticos contaminados son *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., *Egeria Densa* Planch. *Stuckenia filiformis* (Pers.) Börner y *Potamogeton pusillus* L. (Harguinteguy et al., 2013; 2014; 2015; 2016). Las desventajas del uso de plantas flotantes arraigadas con fines de restauración o remediación se deben a que generalmente tienen un ciclo de vida muy corto, y después de su muerte y descomposición, los elementos químicos regresan al agua o se acumulan en los sedimentos del fondo. Sin embargo, juegan un papel ecológico muy importante en los sistemas acuáticos, ya que, entre otras funciones, proporcionan espacios libres de depredadores para el zooplancton, permitiendo que mejore la transparencia del agua a través del control de algas (Cazzanelli et al., 2008).

El presente trabajo demostró que las especies seleccionadas del tipo biológico flotantes arraigadas, representadas por *H. bonariensis*, *L. peploides* y *P. punctatum* poseen mayor potencial de absorción de Zn del medio, que las especies seleccionadas del tipo palustres, representadas por *T. latifolia*, *I. pseudacorus*, *S. californicus* y *S. montevidensis*. Por lo que no rechazamos la tercera hipótesis nula, relacionada a que la capacidad de fitoabsorber metales traza depende del tipo biológico de macrófita. Cabe mencionar que, en el análisis comparativo entre tipos biológicos, no se incluyeron los rizomas en los tejidos radicales, debido a que únicamente se encuentran presentes en las macrófitas palustres. Sin embargo, se debe tener en cuenta que existen trabajos en los que se reportaron mayores concentraciones de metales en los tejidos rizomatosos que en las propias raíces (Villar et al., 1999; Lyubenova y Schröder, 2011; Caldelas et al., 2012). Por lo que, en algunos casos, la presencia de rizomas en los tipos biológicos palustres representa una gran ventaja para ser considerada en los procesos de restauración ambiental.

En relación a las especies flotantes arraigadas seleccionadas, se considera que podrían ser buenas candidatas para ser utilizadas en técnicas de fitorremediación de Zn ya que poseen rápido crecimiento y son especies nativas. Esto es un punto a favor muy importante, ya que según Díaz et al. (2012), la

restauración de humedales debe buscarse mediante el uso de especies nativas y el manejo, control y erradicación de especies invasoras. De hecho, las especies seleccionadas para ser utilizadas en estrategias de remediación suelen ser exóticas, caracterizadas como plantas no nativas de una región fitogeográfica (Elorsa et al., 2001). Esto significa que pueden exhibir un comportamiento invasivo, afectando tanto la dinámica ambiental y ecológica, como la estructura y la función del ecosistema en el que se introducen (Pimentel et al., 2001). Además, a menudo las plantas nativas sobreviven, crecen y se reproducen mejor bajo estrés ambiental que las plantas introducidas de otros ambientes (Mendoza et al., 2015). En el presente trabajo, fue inevitable seleccionar 2 especies cosmopóliticas (*I. pseudocarpus* y *T. latifolia*) debido a que el área de estudio se encuentra muy modificada antrópicamente, con un gran porcentaje de la vegetación dominante de carácter no nativa y en algunos casos invasora.

Esta información es relevante tanto para conocer el rol de los tipos biológicos de macrófitas en el funcionamiento natural de los humedales pampeanos cuando son afectados por actividades antrópicas, como para su potencial uso en procesos de remediación y restauración.

Es de destacar que el uso de la categoría tipo biológico involucra una gran diversidad de especies distintas con similares características morfológicas. Su uso puede ser una gran herramienta cuando no se cuenta con expertos en identificaciones botánicas, así como cuando se valora la biodiversidad como factor fundamental para la elaboración de proyectos de fitorremediación, restauración y conservación en ecosistemas acuáticos.

5.5 ENSAMBLE DE INVERTEBRADOS

5.5.1 Atributos comunitarios

El presente estudio evidenció que los humedales pampeanos del NE de la Provincia de Buenos Aires son hábitats con una alta biodiversidad de invertebrados. Se documentó una inusual riqueza taxonómica para los ambientes templados, compuesta por 186 taxa pertenecientes a 72 familias. Ferreira (2015) analizó el ensamble de invertebrados del sedimento y la vegetación en cuatro arroyos pampeanos con distintos usos del suelo (urbano, industrial, agrícola, ganadero y recreativo) y citó 72 taxa, un poco menos de la

mitad de los registrados en el presente estudio. En Nueva Zelanda, Suren y Sorrell (2010) registraron 133 taxa en tierras bajas inundables de Nueva Zelanda. En los humedales templados de la cordillera patagónica, denominados mallines, Epele (2014) analizó la riqueza taxonómica de 45 sitios asociados a distintos gradientes de disturbio ganadero, registrando un total de 130 taxa y 61 familias. Mientras que Macchi (2016), citó 145 taxa distribuidos en 65 familias, también en mallines de la cordillera patagónica.

Según el tipo de sustrato

En relación a las diferencias en el tipo de sustrato (vegetación y sedimento), sólo dos atributos fueron significativamente distintos: la riqueza taxonómica y la densidad media. Si bien en el sedimento se registraron las mayores densidades medias (siendo los oligoquetos y anfípodos, en especial la especie *H. curvispiina*, los más abundantes), la riqueza taxonómica sólo fue de 52 taxa. Es decir, notablemente más pobre que la de la vegetación (72 taxa). Estas diferencias fueron similares a las expuestas en otros estudios, tanto en arroyos pampeanos con similares características (Ferreria, 2015), como en humedales templados (Macchi, 2016).

Según el tramo analizado

Las métricas de riqueza reflejan la diversidad de las comunidades acuáticas (Resh et al., 1995), y su aumento se correlaciona con el incremento de la salud de las comunidades (Barbour et al., 1996). Su valoración según el tramo analizado fue significativa, y mostró comunidades más exclusivas, menos simplificadas y más estructuradas en el posbañado y bañado que en el prebañado. Por lo que, el posbañado y bañado tendrían un nicho, hábitat y recursos más adecuados para soportar la supervivencia y propagación de muchas especies. Presentando de ésta forma una mayor integridad biótica del ensamble de invertebrados que el prebañado.

Las diferencias significativas entre tramos observadas para el IMRP, se vieron escasamente reflejadas en el IBPamp. Es probable que esto se deba a que la asignación del grado de sensibilidad de muchos de los taxa requirió de aproximaciones realizadas a partir de la información disponible para especies o

grupos similares en otras partes del mundo, lo que podría llevar a subestimar la sensibilidad de algunos taxa hallados en estos arroyos. Por esto, se destaca la importancia de continuar explorando la sensibilidad de las especies locales con el fin de ajustar los índices y valores de tolerancia a las condiciones presentes en los ambientes pampeanos.

5.5.2 Estado trófico

El GFA mejor representado fueron los predadores, constituídos por invertebrados de gran tamaño como larvas de odonatos y adultos de coleópteros Dytiscidae y Notonectidae. Predadores típicos de humedales de zonas templadas (Williams, 2006) y en concordancia con los resultados de Epele (2014) y Macchi (2016) para ensambles de invertebrados acuáticos también de humedales templados. Este resultado puede explicarse en función del hidroperíodo: según algunos autores (Williams, 2006; Jara et al., 2013) a medida que este factor aumenta, la diversidad y abundancia de los depredadores se incrementa y éstos ejercen una mayor influencia en la estructura de la comunidad de invertebrados. En todo el muestreo no se registraron períodos de sequía, por lo que los niveles del agua se mantuvieron relativamente estables y por lo tanto el hidroperíodo fue permanente.

Por otro lado, Mitsch y Gosselink (2007) postulan que en los humedales usualmente la producción autóctona supera los ingresos de la materia orgánica alóctona. Particularmente esto sucede en los cauces de llanura que no poseen vegetación riparia densa, y que con buena exposición solar estimulan la producción algal, resultando en sistemas autotróficos. Estas características pueden determinar una pérdida o disminución de invertebrados desmenuzadores o fragmentadores (Higgins y Merrit, 1999), quienes abundan en las cabeceras de los arroyos boscosos como los de Patagonia (Albariño y Díaz Villanueva, 2006). De ésta forma, se favorece el desarrollo de invertebrados raspadores y, sobre todo de colectores filtradores que se alimentan del detrito fino (Wissinger, 1999).

Los colectores recolectores ocuparon el segundo lugar, a diferencia de los resultados obtenidos sobre estudios realizados en arroyos pampeanos, en donde este GFA ocupó el primer lugar (López Van Oosterom, 2014; Paz, 2019).

En base a nuestros resultados y en relación a lo expuesto anteriormente, se observa que la representatividad de los GFA y su dinámica de flujo de energía muestra diferencias respecto a los ambientes lóticos no conectados a bañados de desborde fluvial. Sin embargo, si bien el análisis realizado brindó una imagen instantánea de las principales relaciones de predominio de los grupos funcionales, y permitió realizar comparaciones entre sitios, para conocer apropiadamente los caminos de circulación de energía y los flujos de nutrientes sería necesario realizar estudios más específicos, utilizando por ejemplo isótopos estables o análisis intestinales (Hart y Lovvorn, 2003).

5.5.3 Métricas para el monitoreo de la integridad biótica de los humedales pampeanos

Los indicadores del estado ecológico de los ecosistemas acuáticos son reconocidos cada vez más como herramientas fundamentales para su gestión y manejo adecuado (Niemi y McDonald, 2004; Brazner et al., 2007). Los invertebrados acuáticos juegan un papel importante en el funcionamiento de los humedales, y el análisis exhaustivo de estas comunidades puede proporcionar una visión general del estado de conservación del mismo (Balcombe et al., 2005). Por ejemplo, en América del Sur, Villagrán-Mella et al. (2006) recomendaron la utilización de invertebrados acuáticos de humedales como indicadores de degradación en sitios urbanos.

El enfoque multimétrico adoptado en el presente trabajo, permitió evaluar el efecto de diversos factores de estrés en diferentes atributos de los ensamblajes de invertebrados (Brand y Miserendino, 2015). Las mejores métricas seleccionadas para el monitoreo de la integridad biótica del ensamblaje a partir del análisis del efecto del uso del suelo y tipo de tramo en 4 humedales pampeanos, fueron: IMRP, OCH, H' y % de predadores. Por un lado, para las tres primeras métricas se observó una clara optimización de sus valores desde el prebañado hacia el posbañado, y desde el uso del suelo AU al AG. Por otro lado, el % de predadores siguió la misma tendencia que las anteriores métricas en función al uso del suelo, reafirmando como ciertas prácticas agrícolas pueden afectar la abundancia de predadores (Rabeni et al., 2005; Dolédec et al., 2006). No obstante, sus valores fueron mayores en el bañado que en los otros tramos. Este último resultado puede estar directamente relacionado con ciertos parámetros

ambientales que fueron significativamente mayores en este tramo, tales como al aumento de cobertura de macrófitas (utilizada como refugio para los predadores) y disminución del % de MO (utilizada como fuente de alimento por otros GFA).

Los resultados observados en el presente estudio sugieren que el IMRP, OCH, H' y % de predadores podrían funcionar adecuadamente para la valoración de la integridad biótica del ensamble de invertebrados en los humedales pampeanos, dado que respondieron al disturbio como se esperaba.

En Argentina existen referencias bibliográficas de trabajos sobre la distribución y abundancia de invertebrados en ambientes con procesos de contaminación de origen múltiple. Solis et al. (2015) compararon el ensamble de invertebrados en arroyos de cuencas de la Ecorregión Pampa con distinto grado de disturbio agrícola y ganadero, y observaron que en sitios agrícolas y de ganadería intensiva la composición del ensamble de invertebrados era distinta que en las cuencas no disturbadas o de ganadería extensiva. Miserendino et al. (2008) y Miserendino (2010) estudiaron las comunidades de macroinvertebrados en ríos y arroyos de montaña de Patagonia afectados por urbanización, como así también por distintos tipos de hábitats (Velásquez y Miserendino, 2003) y con diferentes usos del suelo (Miserendino y Pizzolon, 2004; Brand y Miserendino, 2011). Diferentes autores estudiaron las comunidades bentónicas de arroyos y ríos de distintas áreas de la Ecorregión Pampa afectados principalmente por efluentes urbanos e industriales (Rodríguez Capítulo et al., 2001 y 2003 y Gómez et al., 2008; Ocón et al., 2004), como así también por el efecto de enriquecimiento con nutrientes (Cortezzi et al., 2015). En Patagonia, un conjunto de siete métricas que incluyen medidas de riqueza, abundancia, biomasa y grupos funcionales, describieron, consistentemente y con precisión, los efectos del pastoreo de ganado en mallines de la Provincia de Chubut. Los indicadores más destacados fueron la riqueza taxonómica, el número de familias de insectos, el porcentaje de Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera y el porcentaje del taxón dominante (Epele y Miserendino, 2015).

A nivel mundial existen diversos ejemplos de la aplicación de métricas comunitarias de invertebrados como indicadoras de la integridad ecológica de los humedales. En California del Norte, Lunde y Resh (2012) determinaron las mejores métricas indicadoras del disturbio: abundancia relativa de Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera, Tanypodinae, Chironomidae,

Oligochaeta y Coleoptera; y grupos funcionales (raspadores y depredadores). En el año 2010, Yimer y Mengistou propusieron un índice para los humedales sujetos a disturbios hidrológicos y agrícolas de Etiopía, basado en categorías dadas por la riqueza de macroinvertebrados, taxa indicadores y taxa tolerantes. En tanto, Kadoya et al. (2011) analizaron la diversidad y abundancia de Odonata y la riqueza de macroinvertebrados en humedales de Japón, esto permitió evidenciar las alteraciones producidas entre el humedal y la tierra, y en la disponibilidad del hábitat acuático. Alteraciones generalmente producidas por la acción de ganado en áreas agrícolas y, por las canalizaciones y dragado en áreas urbanas. Para América del Sur, Villagrán-Mella et al. (2006) recomendaron la utilización de invertebrados acuáticos de humedales en Chile como indicadores de degradación en sitios urbanos.

En el presente estudio, los resultados de los análisis de GLMM mostraron como los disturbios antrópicos producidos por el uso del suelo AU y AG repercutieron sobre la integridad biótica de los ensambles de invertebrados a través de la reducción de los valores de OCH e IMRP.

5.5.4 Efectos de los parámetros ambientales sobre la integridad biótica del ensamble de invertebrados

Los parámetros ambientales que determinaron las variaciones en la composición y riqueza del ensamble de invertebrados fueron: OD, DBO, amonio y nitrito, % cobertura de macrófitas, profundidad media, SST, porcentaje de arcillas y limo, y concentración de metales en sedimento (Cr, Cu y Zn). Dada la relevancia mundial de los humedales este tipo de estudios también comenzaron a ser desarrollados en África (Bowd et al., 2006; Getachew et al., 2012), Asia (Külköylüoğlu, 2004; Phaphong y Sangpradub, 2012) y Oceanía (Davis et al., 2006). Estos autores registraron correlaciones positivas entre la densidad de invertebrados y el OD, el que mostró mayores concentraciones en sitios con más cantidad de macrófitas y más transparencia del agua. A su vez, el aumento de la turbidez y de los SST produjo una disminución significativa de la densidad de invertebrados.

Los resultados de los análisis de GLMM para las variables bióticas (OCH, IBPamp, % predadores y % de desmenuzadores), en función de los parámetros que determinan la calidad del sedimento (en este caso, la composición

granulométrica y la concentración de metales), permitieron destacar el crítico rol que juega la calidad del sedimento en la ecología de los humedales, pudiendo regular la riqueza y la composición de la comunidad de invertebrados. Del mismo modo, Marrochi (2018) determinó que la MO y textura de los sedimentos eran las principales variables que determinaban la composición de los ensambles. Además, determinó que algunas características de la cuenca, como la presencia de una represa o un humedal, tendrían influencia en su composición, presumiblemente porque en ambos casos existiría retención de los biocidas en esos ambientes.

5.6 CAPACIDAD AMORTIGUADORA DE LOS BAÑADOS DE DESBORDE FLUVIAL PAMPEANOS: RELEVANCIA DEL SEDIMENTO

En la Figura 36 se presenta el modelo conceptual propuesto, en el que se refleja como los diferentes usos del suelo influyen en la calidad ecológica de los humedales pampeanos. Esto se evidencia en el gradiente de disturbio asociado al uso del suelo (AG a AU) a partir de la degradación de la calidad del hábitat acuático (aumento de nutrientes y Cu en sedimento) junto a la reducción de la riqueza, abundancia y composición estructural de los ensambles de invertebrados acuáticos. Por lo tanto, no se rechaza la primera hipótesis nula, la cual plantea que los diferentes usos del suelo influyen en la calidad ecológica de los humedales.

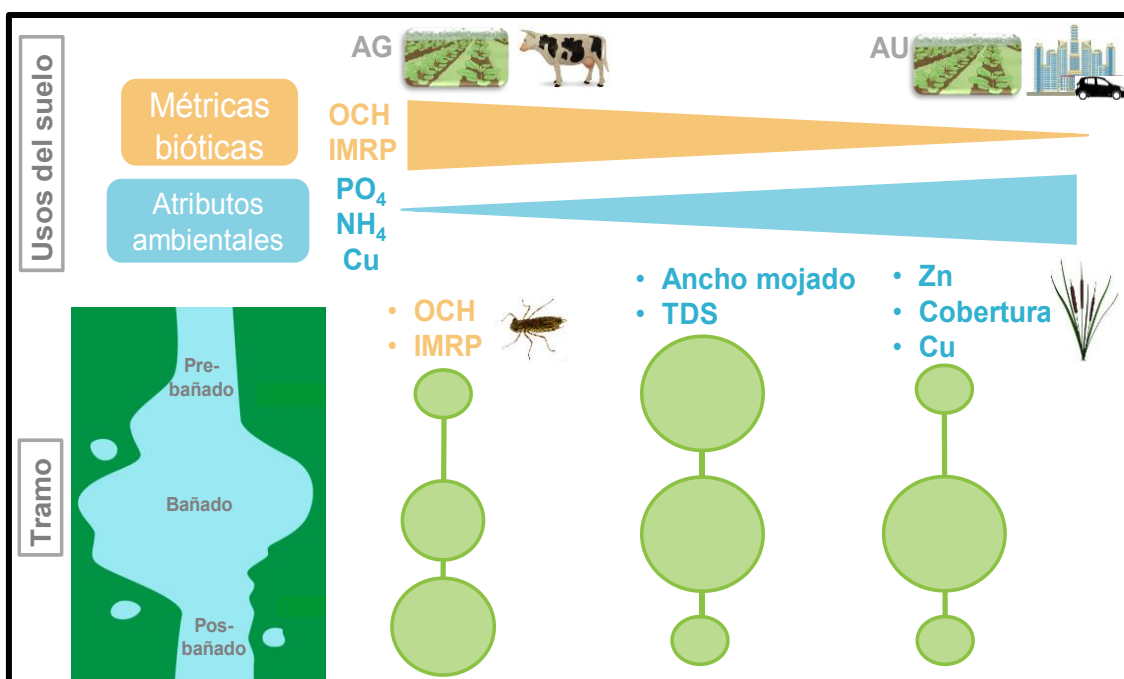


Figura 36: Modelo conceptual de las métricas bióticas y atributos ambientales para determinar los efectos del uso de suelo y la amortiguación ejercida por los bañados. Métricas: OCH: riqueza de odonatos-coleópteros-heterópteros; IMRP: Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos; TDS: Total de Sólidos Disueltos; Zn: concentración de Zn en el sedimento (mg/Kg); Cobertura: % de cobertura de macrófitas; Cu: concentración de Zn en el sedimento (mg/Kg).

Por otro lado, en la Figura 36 también se muestran los efectos ejercidos por el tramo analizado. Estos efectos se reflejaron en dos gradientes de optimización muy marcados: el primero desde el prebañado al posbañado, relacionado con la optimización de las métricas estructurales del ensamble de invertebrados (IMRP y OCH); el segundo relacionado al aumento en los bañados del porcentaje de cobertura de macrófitas y metales traza (Zn y Cu) en comparación con los otros dos tramos. En relación a estos resultados, la declinación de los TDS y el ancho mojado desde el prebañado y bañado al posbañado, sería un efecto propio de la hidro-geomorfología que caracteriza a estos humedales mas que el resultado de un efecto amortiguador del bañado. Por lo tanto, se presume que los gradientes de optimización anteriormente mencionados están relacionados a un efecto amortiguador ejercido por los bañados, que es resultado del efecto sinérgico entre el aumento del ancho mojado y de la cobertura de macrófitas. Esta sinérgica podría estar provocando el entrapamiento de los sedimentos que circulan en la columna de agua desde el prebañado hacia el bañado. Dicho entrapamiento

podría tender a precipitar los sedimentos y concentrarlos, aumentando de esta manera las concentraciones de Zn y Cu adsorbidos a su superficie.

En este sentido, es sabido que los sedimentos finos del fondo juegan un papel importante como agentes de transporte y sumideros de contaminantes y nutrientes, así como hábitat para una gran variedad de organismos bentónicos (Burton y Landrum, 2003; Camilión et al., 2003; Ronco et al., 2001; Paixão et al., 2011). Incluso también pueden actuar como filtros reteniendo bacterias provenientes de la ganadería (Knox et al., 2008). Esto ha sido bien evidenciado en retenciones de entre 80 y 99% de *Escherichia coli* y coliformes fecales en humedales superficiales construidos para tratar aguas residuales municipales y provenientes de la ganadería (Gerba et al., 1999; Hill, 2003). Además, de acuerdo con estudios recientes realizados en los mismos bañados AG tratados en este estudio, se reportó una elevada carga bacteriana de *Escherichia coli* en los sedimentos proveniente del ganado (Cochero et al., 2020).

Por todo lo mencionado anteriormente se remarca la importancia de evaluar la calidad del sedimento como factor indispensable en estudios relacionados a la protección de la vida acuática, y al monitoreo del funcionamiento de los bañados como amortiguadores de metales traza. Principalmente se recomienda esto último ya que pueden existir situaciones (tales como cambios de pH, disminución en el % de Oxígeno, etc.) en las cuales los metales traza adsorbidos pueden ser desorcionados, resultando en un aumento de sus concentraciones en el medio. Es por esta razón que el sistema podría comportarse completamente diferente, dejando de actuar como sumidero de metales para convertirse en una fuente de contaminantes.

Del mismo modo, las macrófitas que acumula metales durante su fase vital constituyen un sumidero de los mismos, y se convierten en una fuente cuando se degrada su biomasa y los metales son liberados. Los mismos se encuentran temporalmente inmovilizado en los tejidos, y pueden ser liberados al medio una vez que se han roto los enlaces químicos y otros nuevos de mayor estabilidad termodinámica han sido formados. Arreghini et al. (2018) evaluó el comportamiento fuente/sumidero de los detritos provenientes de la descomposición de hojas de *S. californicus* con diferentes concentraciones de Zn. Como resultado obtuvieron que a bajas o moderadas concentraciones de Zn (entre 19 y 106 $\mu\text{g. g}^{-1}$) los detritos se comportaban como una fuente del metal

durante los primeros 2 meses. Mientras que en los meses siguientes se comportaban como un sumidero, aumentando la relación superficie/volumen del material y generando nuevos sitios de unión que favorecían la adsorción de Zn. Por otro lado, cuando los detritos presentaban altas concentraciones iniciales de Zn (mayores de $300 \mu\text{g. g}^{-1}$); se comportaban como una fuente los primeros días y luego como sumidero durante gran parte de la primera fase. Posteriormente, durante la segunda fase, el Zn unido a las estructuras más refractarias comenzó a ser liberado en el agua y los detritos se convirtieron en una fuente de contaminantes nuevamente. Por otro lado, según Gessner (1999) en las primeras etapas del proceso de descomposición, los compuestos orgánicos lábiles, es decir con bajas relaciones C: N: P, se degradan rápidamente. En las etapas avanzadas de descomposición, los compuestos recalcitrantes, es decir con altas relaciones C: N: P (tales como ceras, ligninas y polifenoles), se degradan a velocidades más bajas. De esta forma, la relación entre compuestos lábiles y recalcitrantes podría dar información adicional para estimar la biodegradabilidad de la biomasa y la disponibilidad de sitios de unión para metales a medida que avanza el proceso de descomposición, ambas características útiles en tecnologías de fitorremediación (Arreghini et al., 2018). En conclusión, el conocimiento del papel de los detritos (como fuente/sumidero) permite definir un correcto manejo de la vegetación utilizada para la eliminación de Zn y proporciona una valiosa herramienta para la planificación de estrategias de remediación y rehabilitación ambiental.

La amortiguación ejercida por los bañados ante los efectos antrópicos del uso del suelo fue evidenciada en diversos atributos ambientales y métricas bióticas, que a su vez actuaron como variables dependientes entre sí (véase Anexo 7, GLMM analizados para IMRP y OCH). Sin embargo, se rechaza la segunda hipótesis nula propuesta debido a que no existió un único gradiente de optimización de dichos atributos, y porque la absorción de metales traza en los tejidos vegetales no dependió del tramo analizado, sino mas bien del tipo biológico.

El presente trabajo de tesis aportó información valiosa en cuanto al rol que poseen los bañados de desborde fluvial en relación a su capacidad de amortiguar la declinación de la calidad ecológica producida por los usos del suelo, y de

fitoabsorber Zn por parte de su comunidad macrofítica. El reconocimiento de dicho rol como beneficio ecosistémico es muy importante como herramienta para la ejecución de estrategias en la conservación de la biodiversidad y restauración de estos sistemas, así como en su control y gestión, comenzando con la protección y restauración prioritaria de la comunidad macrofítica. Dichos estudios deberían convertirse en una parte integral del desarrollo sostenible de los ecosistemas y de programas de evaluación de los disturbios antropogénicos.

5.7 CONSERVACIÓN Y MANEJO ACTUAL DE LOS HUMEDALES PAMPEANOS

Son varios los acuerdos internacionales que se relacionan con la gestión y conservación de los humedales en general y con el Inventario Nacional de Humedales en particular: el Convenio Sobre Diversidad Biológica (Ley 24375, Decreto 1347/97), la Convención Marco sobre Cambio Climático (Ley 24295, Decretos 822/98 y 2213/2002), la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (Ley 24701, Resolución SAyDS 250/2003), la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (Ley 23918), entre otros. Sin embargo, la elaboración e implementación de políticas adecuadas para el uso sustentable de los humedales requiere avanzar en el conocimiento sobre los mismos. Tanto en los efectos espaciales como temporales de los usos del suelo a escalas apropiadas y con suficiente detalle como para permitir una toma de decisiones informada y argumentada sobre estos ambientes y así, facilitar la implementación de protocolos de monitoreo.

En primer lugar, es de destacar la importancia de evitar el avance en las modificaciones de la morfología natural y conectividad de todos los sistemas fluviales de estudio con el estuario del Río de la Plata, ya que el avance de su deterioro podría afectar entre otras poblaciones, a especies de peces que emplean estos cursos como corredores biológicos (Paracampo et al., 2020). Por otro lado, el desarrollo socioeconómico urbano sobre aquellos cuerpos que aún mantienen condiciones próximas a las naturales, debería estar sujeto a la aplicación de una gestión integrada de cuencas y a una planificación urbana sustentable. En este sentido, Capítulo et al. (2020) recomiendan incluir prácticas relacionadas con la creación de zonas de anegamientos para retener los

episodios relacionados con lluvias de alta intensidad, prácticas de protección y estabilización de los cauces, y la determinación de áreas de reservas para la explotación de aguas subterráneas.

En relación al impacto de las malas prácticas agrícolas, como estrategia de manejo tendiente a mitigarlas algunos autores (Stone et al., 2005; Rasmussen et al., 2011; Bunzel et al., 2014) recomiendan mantener una franja de atenuación entre el cultivo y los cuerpos de agua, para retener el aporte de agrotóxicos, fertilizantes, metales y otros contaminantes. Se recomienda la utilización de tipos biológicos flotantes arraigadas en programas de fitorremediación para la recuperación de ambientes contaminados con Zn. En relación a las técnicas de fitorremediación, hay que tener en cuenta que la biodiversidad nativa y endémica de macrófitas se ha vuelto crítica en todo el mundo (Prasad y Oliveira, 2003). Por lo tanto, la recuperación de los ambientes degradados debe buscarse mediante el uso de especies nativas y el manejo, control y erradicación de especies invasoras (Díaz et al., 2012). En este sentido, consideramos que la utilización de la categoría “tipos biológicos” utilizada en el presente trabajo, es verdaderamente útil en la realización de estudios que integren el análisis de la comunidad macrofítica junto con el aumento de la biodiversidad del sistema.

Por último, creemos fundamental revalorizar a los humedales en la perspectiva de los bienes naturales comunes que representan en los ecosistemas en general, y en el desarrollo local y regional en particular, independientemente del valor económico otorgable a los mismos. A partir de este conocimiento es necesario analizar alternativas de manejo productivo que sean compatibles con su uso sostenible para la conservación del patrimonio local y cultural.



CONCLUSIONES



6. CONCLUSIONES

- ◆ Los ensambles de macrófitas e invertebrados acuáticos de los humedales pampeanos evidenciaron su importancia como reservorios de biodiversidad, con la identificación de 23 taxa de macrófitas y 186 taxa de invertebrados. Valores comparables a los registrados para arroyos pampeanos y mallines patagónicos, constituyendo la riqueza de ambas comunidades en la más alta registrada en relación a trabajos precedentes.
- ◆ Los disturbios asociados al uso del suelo AU se vieron reflejados en el aumento de nutrientes (fosfato y amonio) en el agua y del Cu en sedimento; mientras que los asociados al uso del suelo AG se vieron reflejados en el aumento de la materia orgánica y DBO.
- ◆ Los disturbios asociados a los usos del suelo repercutieron en los atributos estructurales y funcionales de los ensambles de invertebrados.
- ◆ A pesar de que las concentraciones de metales trazas en sedimento en general no superaron los valores guía, la tendencia de su aumento en el bañado en relación al pre y posbañado sugirió la acción de un efecto amortiguador por parte del sistema.
- ◆ Se destaca el rol del sedimento y las macrófitas en el efecto amortiguador del aumento en la concentración de metales y en la optimización de las métricas estructurales del ensamble de invertebrados en los bañados pampeanos; y de dicho efecto como beneficio ecosistémico.
- ◆ Las macrófitas flotantes arraigadas poseen mayor eficiencia para fitoabsorber Zn del ambiente que las palustres. Dicha eficiencia no estaría determinada por el uso del suelo o el tramo analizado, sino exclusivamente por el tipo biológico al cual pertenecen.

- ◆ La diferente respuesta entre odonatos, coleópteros y heterópteros, indica que estos grupos serían apropiados como indicadores de disturbio en humedales pampeanos y podrían ser usados en el diseño de planes de vigilancia y monitoreo ambiental.
- ◆ Es recomendable realizar estudios multimétricos temporales y espaciales para conocer el estado ecológico de un sistema. De esta forma es posible abarcar mayor variabilidad para alcanzar una interpretación más próxima a la realidad.
- ◆ Se puntualiza la vulnerabilidad de los humedales pampeanos frente al disturbio, y la prioridad del desarrollo de políticas, programas de manejo y gestión integral que garanticen la permanencia de sus funciones ecosistémicas, y el uso sustentable de estos ambientes como bienes naturales comunes.

A photograph of a field of yellow flowers, likely a species of Iris, with long, narrow green leaves. The flowers are in various stages of bloom, and the background is filled with more of the same plants under a bright sky. A semi-transparent dark grey horizontal band is overlaid across the middle of the image, containing the word 'BIBLIOGRAFÍA' in white, bold, uppercase letters.

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

- ACUMAR, Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo, (2017). Informe Calidad Ambiental. Disponible en: <http://www.acumar.gov.ar> (ultimo acceso, Agosto 2020).
- Adamus, P. y Brandt, K. (1990). *Impacts on quality of inland wetlands of the United States: A survey of indicators, techniques, and applications of community-level biomonitoring data* (No. PB-91-113837/XAB; EPA-600/3-90/073). Environmental Protection Agency, Corvallis, OR (USA). Environmental Research Lab.
- Ali, H., Khan, E. y Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals- concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869-881.
- Altieri, P.D, Ocon, C., Jensen. R.F. y Rodrigues Capítulo, A. (2019). Análisis preliminar del ensamble de macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial del área pampeana. X Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos.
- Albariño, R. J., y Díaz Villanueva, V. (2006). Feeding ecology of two plecopterans in low order Andean-Patagonian Streams. *International Review of Hydrobiology*, 91(2), 122-135.
- Alloway, B. J. (1990). The origins of heavy metals in soils. *Heavy metals in soils*, 33-39.
- American Public Health Association. APHA (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed.* Washington, DC: American Public Health Association.
- American Public Health Association. APHA (2012). *Standard methods for examination of water and wastewater, method 9221 B.* Washington, DC: American Public Health Association.
- Andrade, M. I. (1986). *Factores de deterioro ambiental en la cuenca del Río Luján.* Instituto de Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad de Buenos Aires.

- Arias, M. (2019). *Efecto del uso de fertilizantes y pesticidas sobre organismos acuáticos en arroyos de la zona hortícola de La Plata* (Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata).
- Armendáriz, L. C., Cortese, B., Rodríguez, M. y Capítulo, A. R. (2017). Ecosystem services of runoff marshes in urban lowland basins: proposals for their management and conservation. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (418), 32.
- Arreghini, S., de Cabo, L., de Iorio, A. F., Rendina, A., y 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(2), 264-270.
- Arreghini, S., de Cabo, L., y de Iorio, A. F. (2006). Phytoremediation of two types of sediment contaminated with Zn by *Schoenoplectus americanus*. *International journal of phytoremediation*, 8(3), 223-232.
- Arreghini, S., de Cabo, L., Serafini, R., y de Iorio, A. F. (2017). Effect of the combined addition of Zn and Pb on partitioning in sediments and their accumulation by the emergent macrophyte *Schoenoplectus californicus*. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(9), 8098-8107.
- Arreghini, S., de Cabo, L., Serafini, R. J. M., y de Iorio, A.F. (2018). Shoot litter breakdown and zinc dynamics of an aquatic plant, *Schoenoplectus californicus*. *International journal of phytoremediation*, 20(8), 780-788.
- Artigas, J., García-Berthou, E., Bauer, D. E., Castro, M. I., Cocheró, J., Colautti, D. C., ... y Sabater, S. (2013). Global pressures, specific responses: effects of nutrient enrichment in streams from different biomes. *Environmental Research Letters*, 8(1), 014002.
- Auguet, S., De los Santos, C., Arakaki, N., Arnedillo, G., Peres, S., Arreghini, S., Serafini, R.J.M y de Iorio, A.F. (2015). Rol of iron plaque in elution of Zn in *Schoenoplectus californicus* grown in contaminated sediments (in Spanish). VIII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, Buenos Aires

- Athar, R. y Ahmad, M. (2002). Heavy metal toxicity: effect on plant growth and metal uptake by wheat, and on free living Azotobacter. *Water, Air, and Soil Pollution*, 138(1), 165-180.
- Azous, A. y Horner, R. R. (Eds.). (2000). *Wetlands and urbanization: implications for the future*. CRC Press.
- Babula, P., Adam, V., Opatrilova, R., Zehnalek, J., Havel, L. y Kizek, R. (2009). Uncommon heavy metals, metalloids and their plant toxicity: a review. *Organic Farming, Pest Control and Remediation of Soil Pollutants*, 275-317.
- Bai, J. H., Yang, Z. F., Cui, B. S., Gao, H. F. y Ding, Q. Y. (2010). Some heavy metals distribution in wetland soils under different land use types along a typical plateau lake, China. *Soil & Tillage Research* 106: 344–348.
- Baker, A. J. M., y Walker, P. L. (1990). Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*, 155-177.
- Balcombe, C. K., Anderson, J. T., Fortney, R. H., y Kordek, W. S. (2005). Aquatic macroinvertebrate assemblages in mitigated and natural wetlands. *Hydrobiologia*, 541(1), 175-188.
- Bal, K., Struyf, E., Vereecken, H., Viaene, P., De Doncker, L., de Deckere, E., ... y Meire, P. (2011). How do macrophyte distribution patterns affect hydraulic resistances? *Ecological engineering*, 37(3), 529-533.
- Banda-Noriega, R., y Ruiz de Galarreta, A. (2002). Riesgo de contaminación hídrica subterránea por la actividad industrial, cuenca de los arroyos Martín y Carnaval, Buenos Aires, Argentina. En *Groundwater and human development. Proceedings XXXII IAH and VI ALH-SUD Congress. Mar del Plata, Argentina*.
- Barba, L. (2002). Conceptos básicos de la contaminación del agua y parámetros de medición. *Santiago de Cali, Colombia*.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Griffith, 3. Frydenborg, R., McCarron, E., White, J. S., y Bastian, M. L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(2), 185-211.

- Barbour, M. T. (2001). Rapid Bioassessment Protocols For Use in Steams and Wadeable Rivers: Periphyton. *Benthic macroinvertebrates and Fish*.
- Barceló, J. y Poschenrieder, C. (2003). Phytoremediation: principles and perspectives. *Contributions to Science*, 333–344.
- Bassi, N., Kumar, M. D., Sharma, A., y Pardha-Saradhi, P. (2014). Status of wetlands in India: A review of extent, ecosystem benefits, threats and management strategies. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 2, 1-19.
- Bates, D., Kliegl, R., Vasishth, S., y Baayen, H. (2015). Parsimonious mixed models. *arXiv preprint arXiv:1506.04967*.
- Batzer, D. P., Rader, R. B., y Wissinger, S. A. (Eds.). (1999). *Invertebrates in freshwater wetlands of North America: ecology and management*. John Wiley & Sons.
- Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N. y Resh, V. H. (2006). Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1), 32-43.
- Bonanno, G., Borg, J. A., y Di Martino, V. (2017). Levels of heavy metals in wetland and marine vascular plants and their biomonitoring potential: a comparative assessment. *Science of the Total Environment*, 576, 796-806.
- Bongaarts, J. (2019). IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Bornette, G. y Puijalon, S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences*, 73(1), 1-14.
- Bothe, H. (2011). Plants in heavy metal soils. In *Detoxification of heavy metals* (pp. 35-57). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Bowd, R., Bowd, L. y Harris, P. (2006). Communicating corporate social responsibility: an exploratory case study of a major UK retail centre. *Journal of Public Affairs: An International Journal*, 6(2), 147-155.
- Boyer, T. y Polasky, S. (2004). Valuing urban wetlands: a review of non-market valuation studies. *Wetlands*, 24(4), 744-755.

- Brand C. y Miserendino M. L. (2011). Characterizing Trichoptera trophic structure in rivers under contrasting land use in Patagonia, Argentina. *Zoosymposia* 5:29-40.
- Brand, C. y Miserendino M. L. (2015). Testing the Performance of Macroinvertebrate Metrics as Indicators of Changes in Biodiversity After Pasture Conversion in Patagonian Mountain Streams. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(11), 1-18.
- Branquinho, C., Serrano, H. C., Pinto, M. J. y Martins-Loução, M. A. (2007). Revisiting the plant hyperaccumulation criteria to rare plants and earth abundant elements. *Environmental pollution*, 146(2), 437-443.
- Brazner, J. C., Danz, N. P., Niemi, G. J., Regal, R. R., Trebitz, A. S., Howe, R. W., ... y Sgro, G. V. (2007). Evaluation of geographic, geomorphic and human influences on Great Lakes wetland indicators: a multi-assemblage approach. *Ecological Indicators*, 7(3), 610-635.
- Brinson, M. M. y Malvárez, A. I. (2002). Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental conservation*, 115-133.
- Bunzel, K., Liess, M. y Kattwinkel, M. (2014). Landscape parameters driving aquatic pesticide exposure and effects. *Environmental pollution*, 186, 90-97.
- Burks, R. L., Mulderij, G., Gross, E., Jones, I., Jacobsen, L., Jeppesen, E., y Van Donk, E. (2006). Center stage: the crucial role of macrophytes in regulating trophic interactions in shallow lake wetlands. In *Wetlands: functioning, biodiversity conservation, and restoration* (pp. 37-59). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Burton, T. M., Uzarski, D. G., Gathman, J. P., Genet, J. A., Keas, B. E. y Stricker, C. A. (1999). Development of a preliminary invertebrate index of biotic integrity for Lake Huron coastal wetlands. *Wetlands*, 19(4), 869-882.
- Burton, I., Huq, S., Lim, B., Pilifosova, O., y Schipper, E. L. (2002). From impacts assessment to adaptation priorities: the shaping of adaptation policy. *Climate policy*, 2(2-3), 145-159.
- Burton, P. A., Landrum, P. F., (2003). Toxicity of sediments. In: Middleston, G.V, Church, M.J., Corigilo, M., Hardie, L.A., Longstaffe, F.J.

- (Eds.), *Enciclopedia of Sediments and Sedimentary Rocks*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 748–751.
- Cabrera, A. L. (1971). Fitogeografía de América Latina. *Rev. Soc. Arg. de Botánica*, 14, 1-42.
 - Cabrera A. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería. Editorial Acme*, 2: 85.
 - Cabrera, A. L. y Fabris, H. A. (1948). *Plantas acuáticas de la provincia de Buenos Aires*. Ministerio de Hacienda, Economía y Prevision.
 - Cabrera, A. L. y Willink, A. (1973). *Biogeografía de América latina* (p. 117). Washington DC: Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico.
 - Caldelas, C., Bort, J., y Febrero, A. (2012). Ultrastructure and subcellular distribution of Cr in *Iris pseudacorus* L. using TEM and X-ray microanalysis. *Cell biology and toxicology*, 28(1), 57-68.
 - Camilión, M. C., Manassero, M. J., Hurtado, M. A. y Ronco, A. E. (2003). Copper, lead and zinc distribution in soils and sediments of the southwestern coast of the Río de La Plata estuary. *Journal of Soils and Sediments*, 3(3), 213-220.
 - Capítulo, L. R., Kruse, E. y Gómez, N. (2020). Los bañados de desborde fluvial: una mirada desde la geohidrología. *Biología Acuática*, (35), 011-011.
 - Cardwell, A. J., Hawker, D. W. y Greenway, M. (2002). Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48(7), 653-663.
 - Carroll, M. C., Girouard, J. B., Ulloa, J. L., Subramaniam, J. R., Wong, P. C., Valentine, J. S. y Culotta, V. C. (2004). Mechanisms for activating Cu- and Zn-containing superoxide dismutase in the absence of the CCS Cu chaperone. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(16), 5964-5969.
 - Castiglione, S., Franchin, C., Fossati, T., Lingua, G., Torrigiani, P., y Biondi, S. (2007). High zinc concentrations reduce rooting capacity and alter metallothionein gene expression in white poplar (*Populus alba* L. cv. Villafranca). *Chemosphere*, 67(6), 1117-1126.

- Cavallotto, J. L. (1995). *Evolución geomorfológica de la llanura costera ubicada en el margen sur del Río de la Plata* (Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata).
- Cazzanelli, M., Warming, T. P. y Christoffersen, K. S. (2008). Emergent and floating-leaved macrophytes as refuge for zooplankton in a eutrophic temperate lake without submerged vegetation. *Hydrobiologia*, 605(1), 113-122.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). (2002). Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. In: Canadian environmental quality guidelines.
- Cempel, M. y Nikel, G. J. P. J. S. (2006). Nickel: a review of its sources and environmental toxicology. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15(3).
- Céréghino, R., Boix, D., Cauchie, H. M., Martens, K. y Oertli, B. (2014). The ecological role of ponds in a changing world. *Hydrobiologia*, 723(1), 1-6.
- Chaney, R. L., Malik, M., Li, Y. M., Brown, S. L., Brewer, E. P., Angle, J. S. y Baker, A. J. (1997). Phytoremediation of soil metals. *Current opinion in Biotechnology*, 8(3), 279-284.
- Chapin, F. S., Lambers, H., y Pons, T. L. (1998). Plant physiological ecology. *Nova York*.
- Chipps, S. R., Hubbard, D. E., Werlin, K. B., Haugerud, N. J., Powell, K. A., Thompson, J. y Johnson, T. (2006). Association between wetland disturbance and biological attributes in floodplain wetlands. *Wetlands*, 26(2), 497-508.
- Clemens, S., Palmgren, M. G. y Krämer, U. (2002). A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in plant science*, 7(7), 309-315.
- Cobbett, C., 2003. Heavy metals and plants-model systems and hyperaccumulators. *New Phytol.* 159, 289–293.
- Cochero, J., Di Giorgi, H., Donadelli, J., Suárez, J., Simonetti, M., Finkler, N. R. y Cunha, D. G. F. (2020). El rol de los bañados de desborde fluvial

- en la retención de nutrientes y su actividad metabólica. *Biología Acuática*, (35), 013-013.
- Cochero J., Mariñelarena A., Sathicq M. B., Álvarez M.F., Benítez H., Tarda A.S., Armendariz L., Maroñas M., Maiztegui T., Sanchez R.M., Gómez N., Rodrigues Capítulo L., Donadelli J.I., Bauer D.E., Díaz A.R., Nicolosi Gelis M.M., Rodrigues Capítulo A., Cortese B., Paracampo A., Alcalde L., Jensen R., Siri A., Kruse E., Di Giorgi H., García de Souza J., Ferrando N., Saparrat M., Donato M., Colautti D., García I. y Cassano M.J. (2018).” Zonas singulares de los arroyos pampeanos: bañados de desborde fluvial”. *VIII Congreso Argentino de Limnología*.
 - Comber S., Gardne M., Georges K., Blackwood D. y Gilmour D. (2013). Domestic source of phosphorus to sewage treatment works. *Environmental Technology*, 34(10), 1349- 1358.
 - Corenblit, D., Tabacchi, E., Steiger, J., y Gurnell, A. M. (2007). Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: a review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews*, 84(1-2), 56-86.
 - Corigliano M., Gualdoni C., Oberto A.M. y Raffaini G.B. (2005). Distribución altitudinal de macroinvertebrados en paisajes fluviales rurales y urbanos en subcuencas del río Carcarañá, Pcia. Córdoba. *Rev. univ. Nac. Río Cuarto*. 25: 125-142.
 - Cortelezzi A., Ocón C., López van Oosterom M.V., Cepeda R. y Rodrigues Capítulo A. (2015). Nutrient enrichment effect on macroinvertebrates in a lowland stream of Argentina. *Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre* 105:228-234.
 - Cortese, B., Simonetti, M., Jensen, R.F., Donadelli, J., Rodrigues Capítulo, A. (2017). “Estudio Preliminar sobre la amortiguación de metales pesados en sedimentos de bañados de desborde fluvial pampeanos. Su evaluación mediante índices bióticos con macroinvertebrados”. *IX Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos*.
 - Cottingham, P., Walsh, C., Rooney, G. y Fletcher, T. (2004). Urbanization impacts on stream ecology - from syndrome to cure? Outcomes of workshops held at the Symposium on Urbanization and Stream Ecology

Melbourne University, Melbourne, Australia 8-10 de Diciembre de 2003, CRCFE, Canberra.

- Cummins, K. (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review in Entomology*, 18: 183-206.
- Dabonne, S., Koffi, B., Kouadio, E., Koffi, A., Due, E. y Kouame, L. (2010). Traditional utensils: potential sources of poisoning by heavy metals. *British Journal of Pharmacology and Toxicology*, 1(2), 90-92.
- Daniels, A. E. y Cumming, G. S. (2008). Conversion or conservation? Understanding wetland change in northwest Costa Rica. *Ecological Applications*, 18(1), 49-63.
- Das, M., y Maiti, S. K. (2008). Comparison between availability of heavy metals in dry and wetland tailing of an abandoned copper tailing pond. *Environmental monitoring and assessment*, 137(1), 343-350.
- Davis, C. A., Austin, J. E. y Buhl, D. A. (2006). Factors influencing soil invertebrate communities in riparian grasslands of the central Platte River floodplain. *Wetlands*, 26(2), 438-454.
- Dawson, T. P., Berry, P. M. y Kampa, E. (2003). Climate change impacts on freshwater wetland habitats. *Journal for Nature Conservation*, 11(1), 25-30.
- de Cabo, L., Serafini, R., Arreghini, S., y de Iorio, A. F. (2015). On-site and full-scale applications of phytoremediation to repair aquatic ecosystems with metal excess. In *Phytoremediation* (pp.27-40). Springer, Cham.
- Del Puerto, J. M. P., García, I. D., Jensen, R. F., Maiztegui, T., Paracampo, A. H., de Souza, J. R. G., ... y Colautti, D. C. (2020). Caracterización de la avifauna e ictiofauna asociada a los bañados de desborde fluvial de cuatro arroyos pampeanos con uso de suelo contrastante (Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, (35), 016-016.
- Deluchi, M., Kruse, E. E., Laurencena, P. C., Rojo, A. y Carol, E. S. (2005). Variaciones de los niveles freáticos y su relación con el agua superficial en La Plata (Provincia de Buenos Aires). En: *IV Congreso Hidrogeológico Argentino y II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de Hidrología Subterránea*.

- Dhir, B. (2013). *Phytoremediation: role of aquatic plants in environmental clean-up* (vol. 14). New Delhi: Springer.
- Dhir, B., Sharmila, P., y Saradhi, P. P. (2009). Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(9), 754-781.
- Díaz-Espinosa, A. M., Díaz-Triana, J. E. y Vargas, O. (2012). Catálogo de plantas invasoras de los humedales de Bogotá. *Bogotá DC: Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia y Secretaria Distrital de Ambiente*.
- Diaz-Paniagua, C., Fernández Zamudio, R., Florencio, M., García Murillo, P., Gomez-Rodriguez, C., Portheault, A., ... y Siljeström, P. (2010). Temporary ponds from Doñana National Park: a system of natural habitats for the preservation of aquatic flora and fauna.
- Diez Lázaro, J. (2008). *Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas*. Univ Santiago de Compostela.
- Dolédec, S., Phillips, N., Scarsbrook, M., Riley, R. H., y Townsend, C. R. (2006). Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1), 44-60.
- Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología* (p. 307). Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Duffus, J. H. (2002). Heavy metals a meaningless term. *Pure Appl. Chem*, 74(5), 793-807.
- Elorza, M. S., Dana, E. y Sobrino, E. (2001). Aproximación al listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en España. *Lazaroa*, 22, 121-131.
- Elozegi, A. (Ed.). (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVa.
- Enginarlar, E., Li, J., Meerkov S.M. y Zhang R.Q. (2002). Buffer capacity for accommodating machine downtime in serial production lines. *Int J Prod Res* 40(3):601–624.

- Epele, L. B. (2014). *Comunidades de invertebrados acuáticos de mallines de Patagonia, bajo distintos niveles de antropización* (Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata).
- Epele, L. B., y Miserendino, M. L. (2015). Environmental quality and aquatic invertebrate metrics relationships at Patagonian wetlands subjected to livestock grazing pressures. *PLoS One*, 10(10), e0137873.
- Fabricante I., Minotti, P. y P. Kandus. En prep. Mapa de humedales de Argentina a partir de coberturas del suelo.
- FAO, Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. (2012). Disponible en: <http://www.fao.org/agronoticias/agronoticias/detalle/it> (Ultimo acceso: febrero de 2021).
- Faulkner, S. (2004). Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands. *Urban ecosystems*, 7(2), 89-106.
- Feijoó, C., Rigacci, L. y Doyle, S. (2005). Ecological regionalization of pampean streams in Argentina. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 29(2), 748-753.
- Feijoó, C. S y Lombardo, R. J. (2007). Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research*, 41: 1399-1410.
- Fenoglio, S., Bo, T., Agosta, P. y Malacarne, G. (2005). Temporal and Spatial Patterns of Coarse Particulate Organic Matter and Macroinvertebrate Distribution in a Low-Order Apennine Stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 20: 539-547.
- Ferreira, A.C. (2015). *Respuestas poblacionales de macroinvertebrados a distintas calidades de agua en cuerpos lóticos de la llanura pampeana* (Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata).
- Ferreiro, N., Feijoo C., Giorgi A. y Rosso J. (2014). Macroinvertebrates select complex macrophytes independently of their body size and fish predation risk in a Pampean stream. *Hydrobiologia* 740 (1): 191-205.
- Fidalgo, F. y Martinez, O. (1983). Algunas características geomorfológicas dentro del partido de La Plata (Provincia de Buenos Aires). *Asoc. Geol. Arg. Rev. XXXVIII* (2): 263-279.

- Folk, R. L. (1974). Petrology of sedimentary rocks: Austin. Texas, *Hemphill*, 182.
- Fox, J., Weisberg, S., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Ellison, S., ... y Heiberger, R. (2012). Package 'car'. Vienna: *R Foundation for Statistical Computing*.
- Frenguelli, J. (1950). Rasgos generales de la morfología y la geología de la Provincia de Buenos Aires. *LEMIT. Ser. II*, No.33: 72
- Frenguelli, J. (1956). *Rasgos generales de la hidrografía de la provincia de Buenos Aires*. Provincia de Buenos Aires, Ministerio de Obras Publicas, Laboratorio de Ensayo de Materiales e Investigaciones Tecnológicas.
- Fucks, E. E, Pisano, M. F. y Nuccetelli, G. (2016). Evolución Geomorfológica de la Región del Gran La Plata y su Relación con Eventos Catastróficos. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 74: 141-154.
- Gabellone, N. A., Claps, M. C., Solari, L. C. y Neschuk, N. C. (2005). Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry*, 75(3), 455-477.
- Galatowitsch, S. M., Whited, D. C., Lehtinen, R., Husveth, J. y Schik, K. (2000). The vegetation of wet meadows in relation to their land-use. *Environmental monitoring and assessment*, 60(2), 121-144.
- García, A.R. y Iorio, A.F. (2005). Incidencia de la descarga de efluentes de un feedlot en la calidad de agua del arroyo Morales, Buenos Aires - Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía*. UBA 25:167-176.
- Garg, J. K. (2015). Wetland assessment, monitoring and management in India using geospatial techniques. *Journal of environmental management*, 148, 112-123.
- Gascón, S., Boix, D., y Sala, J. (2009). Are different biodiversity metrics related to the same factors? A case study from Mediterranean wetlands. *Biological conservation*, 142(11), 2602-2612.
- Gerba, C. P., Thurston, J. A., Falabi, J. A., Watt, P. M. y Karpiscak, M. M. (1999). Optimization of artificial wetland design for removal of indicator

- microorganisms and pathogenic protozoa. *Water Science and Technology*, 40(4-5), 363-368.
- Gessner, M. O., Chauvet, E., y Dobson, M. (1999). A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, 377-384.
 - Getachew, M., Ambelu, A., Tiku, S., Legesse, W., Adugna, A. y Kloos, H. (2012). Ecological assessment of Cheffa Wetland in the Borkena Valley, northeast Ethiopia: Macroinvertebrate and bird communities. *Ecological Indicators*, 15(1), 63-71.
 - Gibbs, J. P. (2000). Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation biology*, 14(1), 314-317.
 - Giorgi, A., Feijoó, C. y Tell, G. (2005). Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity & Conservation*, 14(7), 1699-1718.
 - Gioria, M., Schaffers, A., Bacaro, G. y Feehan, J. (2010). The conservation value of farmland ponds: predicting water beetle assemblages using vascular plants as a surrogate group. *Biological Conservation*, 143(5), 1125-1133.
 - Greenway, M. (2007). The role of macrophytes in nutrient removal using constructed wetlands. In *Environmental bioremediation technologies* (pp. 331-351). Springer, Berlin, Heidelberg.
 - Godz, P., Belo, R. G., Costa, J., Lazovich, M. y Vidal, N. (1983). La Pampa deprimida de la Provincia de Buenos Aires-Argentina: 941-971. *Coloquio Internacional sobre Hidrología de Llanuras*.
 - Göhre, V. y Paszkowski, U. (2006). Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation. *Planta*, 223(6), 1115-1122.
 - Gómez, N. y Cochero, J. (2013). Un índice para evaluar la calidad del hábitat en la Franja Costera Sur del Río de la Plata y su vinculación con otros indicadores ambientales.
 - Gómez, N., Domínguez, E., Rodríguez Capítulo, A. y Fernández, H. R. (2020). Cap. 4: Aplicación de indicadores biológicos en cursos de agua de la Ecorregión Pampa, La Bioindicación En El Monitoreo Y Evaluación De Los Sistemas Fluviales De La Argentina. *Eudeba*, 120-129.

- Gomez, B. M., Reale, M., El Kassisse, Y., Mujica, C., Gómez, C., de Cabo, L., y Salemi, V. R. (2020). Metals Uptake by *Sagittaria montevidensis* in Contaminated Riparian Area of Matanza-Riachuelo River (Argentina). *SN Applied Sciences*, 2(12), 1-10.
- Gómez, N., Sierra, M. V., Cortelezzi, A. y Capítulo, A. R. (2008). Effects of discharges from the textile industry on the biotic integrity of benthic assemblages. *Ecotoxicology and environmental safety*, 69(3), 472-479.
- Gómez, N., Siri, A., Cochero, J., Rodrigues Capítulo, L., Kruse, E., Mariñelarena, A., Donadelli, J., Alvarez, M. F., Di Giorgi, H., Sathicq, M. B., Armendáriz, L., Bauer, D., Garcia de Souza, J., Rodrigues Capítulo, A., Donato, M., Armendáriz, L., Cortese, B., Maroñas, M., Paracampo, A., García, I., Maiztegui, T., Alcalde, L., Cassano, M. J., Sánchez, R. M. y Jensen, R. (2018). "Zonas singulares de los arroyos pampeanos: bañados de desborde fluvial". *VIII Congreso Argentino de Limnología*. CAL VIII. UNLu.: 84
- Guittonny-Philippe, A., Petit, M. E, Masotti, V., Monnier, Y., Malleret, L., Coulomb, B. ... y Laffont-Schwob, I. (2015). Selection of wild macrophytes for use in constructed wetlands for phytoremediation of contaminant mixtures. *Journal of Environmental Management*, 147:108–123.
- Guttman, L. (1954). Some necessary conditions for common-factor analysis. *Psychometrika*, 19(2), 149-161.
- Haberman, J. y Haldna, M. (2014). Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vörtsjärv. *Journal of Limnology*, 73(2).
- Hairston Jr, N. G. (1996). Zooplankton egg banks as biotic reservoirs in changing environments. *Limnology and Oceanography*, 41(5), 1087-1092.
- Hall, J. Á. (2002). Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of experimental botany*, 53(366), 1-11.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. y Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 9.
- Harguinteguy, C. A., Cirelli, A. F., y Pignata, M. L. (2014). Heavy metal accumulation in leaves of aquatic plant *Stuckenia filiformis* and its

- relationship with sediment and water in the Suquía river (Argentina). *Microchemical Journal*, 114, 111-118.
- Harguinteguy, C. A., Cofré, M. N., Fernández-Cirelli, A., y Pignata, M. L. (2016). The macrophytes *Potamogeton pusillus* L. and *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. as potential bioindicators of a river contaminated by heavy metals. *Microchemical Journal*, 124, 228-234.
 - Harguinteguy, C. A., Pignata, M. L., y Fernández-Cirelli, A. (2015). Nickel, lead and zinc accumulation and performance in relation to their use in phytoremediation of macrophytes *Myriophyllum aquaticum* and *Egeria densa*. *Ecological engineering*, 82, 512-516.
 - Harguinteguy, C. A., Schreiber, R., y Pignata, M. L. (2013). *Myriophyllum aquaticum* as a biomonitor of water heavy metal input related to agricultural activities in the Xanaes River (Córdoba, Argentina). *Ecological indicators*, 27, 8-16.
 - Hart, E. A., y Lovvorn, J. R. (2003). Algal vs. macrophyte inputs to food webs of inland saline wetlands. *Ecology*, 84(12), 3317-3326.
 - Hart, M. R., Quin, B. F. y Nguyen, M. L. (2004). Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: A review. *Journal of environmental quality*, 33(6), 1954-1972.
 - Hauenstein, E. (2006). Visión sinóptica de los macrófitos dulceacuícolas de Chile. *Gayana (Concepción)*, 70(1), 16-23.
 - Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Bertrán, C., Tapia, J., Vargas-Chacoff, L. y Urrutia, O. (2014). Composición florística y evaluación de la degradación del bosque pantanoso costero de temu-pitra en la Región de La Araucanía, Chile. *Gayana. Botánica*, 71(1), 43-57.
 - Higgins, M. J. y Merritt, R. W. (1999). Temporary woodland ponds in Michigan: invertebrate seasonal patterns and trophic relationships. *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management*. John Wiley and Sons, New York, NY, USA, 279-297.
 - Hill, V. R. (2003). Prospects for pathogen reductions in livestock wastewaters: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 33(2), 187-235.

- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., Heiberger, R. M., Schuetzenmeister, A., Scheibe, S. y Hothorn, M. T. (2016). Package 'multcomp'. Simultaneous inference in general parametric models. *Project for Statistical Computing, Vienna, Austria*.
- Hurtado, M. A., Giménez, J. E., Cabral, M. G. (2006). Análisis ambiental del partido de La Plata. Aportes del ordenamiento territorial. 1ª Edición. Consejo Federal de Inversiones. Buenos Aires. 139 pp.
- INDEC. (2019). Censo Nacional Agropecuario 2018.: INDEC. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC), 2018. Resultados preliminares. (Jorge Todesca, Ed.). Buenos Aires, Argentina. Disponible en [http:// www.indec.gov.ar](http://www.indec.gov.ar) (último acceso 3/2021).
- Irgang, B. E., Júnior, G. y de Senna Gastal Jr, C. V. (1996). *Macrófitas acuáticas da planície costeira do RS*. UFRGS.
- Jadia, C. D., y Fulekar, M. H. (2009). Phytoremediation of heavy metals: recent techniques. *African journal of biotechnology*, 8(6).
- Jara, F. G., Úbeda, C. A. y Perotti, M. G. (2013). Predatory insects in lentic freshwater habitats from northwest Patagonia: richness and phenology. *Journal of natural history*, 47(43-44), 2749-2768.
- Jeppesen, E., Nöges, P., Davidson, T. A., Haberman, J., Nöges, T., Blank, K. ... y Amsinck, S. L. (2011). Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676(1), 279-297.
- Jergentz, S., Mugni, H., Bonetto, C. y Schulz, R. (2005). Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere*, 61(6), 817-826.
- Junk, W. J. (2013). Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change. *Aquatic Sciences*, 75(1), 113-131.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants CRC Press Inc. *Boca Raton, FL, USA*.
- Kadoya, T., Akasaka, M., Aoki, T. y Takamura, N. (2011). A proposal of

framework to obtain an integrated biodiversity indicator for agricultural ponds incorporating the simultaneous effects of multiple pressures. *Ecological Indicators*, 11(5), 1396-1402.

- Kaiser, H. F. (1961). A note on guttman's lower bound for the number of common factors 1. *British Journal of Statistical Psychology*, 14(1), 1-2.
- Kandus, P. y Minotti, P. (2010). Distribución de terraplenes y áreas endicadas en la región del Delta del Paraná. *Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales y marco jurídico. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales. Buenos Aires, Argentina. Wetlands Internacional*, 15-32.
- Kandus, P. y Minotti, P. (2018). Propuesta de un marco conceptual y lineamientos metodológicos para el Inventario Nacional de Humedales. *Informe final elaborado por solicitud del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 3iA-UNSAM*.
- Kandus, P., Minotti, P. y Malvárez, A. I. (2008). Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 30(4), 403-409.
- Karami, A., y Shamsuddin, Z. H. (2010). Phytoremediation of heavy metals with several efficiency enhancer methods. *African Journal of Biotechnology*, 9(25), 3689-3698.
- Kärenlampi, S., Schat, H., Vangronsveld, J., Verkleij, J. A. C., van der Lelie, D., Mergeay, M. y Tervahauta, A. I. (2000). Genetic engineering in the improvement of plants for phytoremediation of metal polluted soils. *Environmental pollution*, 107(2), 225-231.
- Karr, J. R. y Dudley, D. R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. *Environmental management*, 5(1), 55-68.
- Kassambara, A. y Mundt, F. (2017). Package 'factoextra'. *Extract and visualize the results of multivariate data analyses*, 76.
- Kemp, M. J. y Dodds, W. K. (2002). The influence of ammonium, nitrate, and dissolved oxygen concentrations on uptake, nitrification, and denitrification rates associated with prairie stream substrata. *Limnology and Oceanography*, 47(5), 1380-1393.

- Kim, R. H., Lee, J. y Chang, H. W. (2003). Characteristics of organic matter as indicators of pollution from small-scale livestock and nitrate contamination of shallow groundwater in an agricultural area. *Hydrological Processes*, 17(12), 2485-2496.
- Kinnersley, A. M. (1993). The role of phytochelates in plant growth and productivity. *Plant growth regulation*, 12(3), 207-218.
- Knox, A. K., Dahlgren, R. A., Tate, K. W. y Atwill, E. R. (2008). Efficacy of natural wetlands to retain nutrient, sediment and microbial pollutants. *Journal of environmental quality*, 37(5), 1837-1846.
- Kopittke, P. M., Blamey, F. P. C., Asher, C. J. y Menzies, N. W. (2010). Trace metal phytotoxicity in solution culture: a review. *Journal of experimental botany*, 61(4), 945-954.
- Kostecke, R. M., Smith, L. M. y Hands, H. M. (2005). Macroinvertebrate response to cattail management at Cheyenne Bottoms, Kansas, USA. *Wetlands*, 25(3), 758-763.
- Kramer, U. (2007). Talke IN Hanikenne M, Transitionmetal transport. *FEBS Lett*, 581, 2263-2272.
- Külköylüoğlu, O. (2004). On the usage of ostracods (Crustacea) as bioindicator species in different aquatic habitats in the Bolu region, Turkey. *Ecological Indicators*, 4(2), 139-147.
- Kumar, N. J., Hire, S. O. N. I. y Kumar, R. N. (2006). Biomonitoring of selected freshwater macrophytes to assess lake trace element contamination: a case study of Nal Sarovar Bird Sanctuary, Gujarat, India. *Journal of Limnology*, 65(1), 9.
- Kutschker, A. M., Epele, L. B. y Miserendino, M. L. (2014). Aquatic plant composition and environmental relationships in grazed Northwest Patagonian wetlands, Argentina. *Ecological Engineering*, 64, 37-48.
- Lacoul, P. y Freedman, B. (2006). Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 14(2), 89-136.
- Lahitte, H. B. (2004). Colección Biota Rioplatense Arboles rioplatenses= Trees of the Río de la Plata, Héctor Blas Lahitte, Julio Alberto Hurrell, María Paula Haloua, Leandro S. Jankowski, Manuel J. Belgrano.

- Lahitte, H. B., Hurrell, J. A., Mehlreter, K., Belgrano, M. J., Jankowki, L. S., Haloua, M. P. y Canda, G. (1997). Plantas de la Costa. LOLA. Buenos Aires.
- Last, M.M. (2000). Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanism. *J. Environ. Qual.* 31: 109-120.
- Lee, S. Y., Dunn, R. J. K., Young, R. A., Connolly, R. M., Dale, P. E. R., Dehayr, R., ... y Welsh, D. T. (2006). Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. *Austral Ecology*, 31(2), 149-163.
- Lee, P. K., Kang, M. J., Yu, S., Ko, K. S., Ha, K., Shin, S. C. y Park, J. H. (2017). Enrichment and geochemical mobility of heavy metals in bottom sediment of the Hoedong reservoir, Korea and their source apportionment. *Chemosphere*, 184, 74-85.
- Levei, E. A., Miclean, M., Şenilă, M., Cadar, O., Roman, C. y Micle V. (2010). Assessment of Pb, Cd, Cu and Zn availability for plants in Baia Mare mining region. *Journal of Plant Development*, 17:139-43.
- López, I. (2018). *Inundaciones por la lluvia en el sur de la Región Metropolitana de Buenos Aires: riesgos y estrategia para la acción*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Espacio Editorial.
- López van Oosterom, M. V. (2014). *Relaciones tróficas de los principales macroinvertebrados en sistemas lóticos de la llanura pampeana: su relación con la calidad de agua* (Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata).
- López, I. y Rotger, D. (2020). Expansión urbana, humedales y evolución en los usos del suelo en el Gran La Plata. *Biología Acuática*, (35), 017-017.
- Lopretto, E. C. y Tell, G. (1995). *Ecosistemas de aguas continentales Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur.
- Lunde, K. B. y Resh, V. H. (2012). Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California freshwater wetlands. *Environmental monitoring and assessment*, 184(6), 3653-3674.

- Lyubenova, L., y Schröder, P. (2011). Plants for waste water treatment—effects of heavy metals on the detoxification system of *Typha latifolia*. *Bioresource Technology*, 102(2), 996-1004.
- Macchi, A. P. (2016). *Macroinvertebrados acuáticos como indicadores ecológicos de cambios en el uso del suelo en mallines del sudoeste de la Provincia de Río Negro* (Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata).
- MacFarlane, G. R., Koller, C. E., y Blomberg, S. P. (2007). Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves: A synthesis of field-based studies. *Chemosphere*, 69(9), 1454-1464.
- Madrid, L. (2010). “Heavy metals”: Reminding a long-standing and sometimes forgotten controversy. *Geoderma*, 1(155), 128-129.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press.
- Malvárez, A. I. y Bó, R. F. (2004). Documentos del curso-taller: bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina. *Buenos Aires*.
- Marrochi, M. N. (2018). *Impacto de agroquímicos sobre los ensamblajes de macroinvertebrados en arroyos rurales* (Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata).
- Medley, K. A. y Havel, J. E. (2007). Hydrology and local environmental factors influencing zooplankton communities in floodplain ponds. *Wetlands*, 27(4), 864-872.
- Mendoza, R. E., García, I. V., de Cabo, L., Weigandt, C. F., y de Iorio, A. F. (2015). The interaction of heavy metals and nutrients present in soil and native plants with arbuscular mycorrhizae on the riverside in the Matanza-Riachuelo River Basin (Argentina). *Science of the Total Environment*, 505, 555-564.
- Merritt, R. W. y Cummins, K. W. (Eds.). (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W. y Berg, M.B. (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America (4th ed)*. Kendall Hunt.

- Merritt, R. W., Cummins, K. W. y Berg, M. B. (2017). Trophic relationships of macroinvertebrates. In *Methods in Stream Ecology, Volume 1* (pp. 413-433). Academic Press.
- Milić, D., Luković, J., Ninkov, J., Zeremski-Škorić, T., Zorić, L., Vasin, J., y Milić, S. (2012). Heavy metal content in halophytic plants from inland and maritime saline areas. *Central European Journal of Biology*, 7(2), 307-317.
- Miserendino, M. L., Brand, C. y Di Prinzio, C. Y. (2008). Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water, air, and soil pollution*, 194(1), 91-110.
- Miserendino, M. L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C. Y., Brand, C. y Kutschker, A. M. (2011). Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the total environment*, 409(3), 612-624.
- Miserendino, M. L. y Masi, C. I. (2010). The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecological indicators*, 10(2), 311-319.
- Miserendino, M. L. y Pizzolon, L. A. (2004). Interactive effects of basin features and land-use change on macroinvertebrate communities of headwater streams in the Patagonian Andes. *River Research and Applications*, 20(8), 967-983.
- Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. (1993). *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, New York. 2a. edición.
- Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. (2007). *Wetlands*. Hoboken. Ed: John Wiley & Sons, Inc.
- Moens, T., Traunspurger, W. y Bergtold, M. (2006). Feeding ecology of free-living benthic nematodes. *Freshwater Nematodes. Ecology and Taxonomy*. CAB International Publishing, 105-131.
- Molina, M. C., Roa-Fuentes, C. A., Zeni, J. O. y Casatti, L. (2017). The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural streams. *Limnologica*, 65, 14-21.

- Montalto, L. y Marchese, M. (2005). Cyst formation in Tubificidae (Naidinae) and Opisthocystidae (Annelida, Oligochaeta) as an adaptive strategy for drought tolerance in fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina. *Wetlands*, 25(2), 488-494.
- Montes, C., Rendón-Martos, M., Varela, L. y Cappa, M. J. (2007). Manual de restauración de humedales mediterráneos. *Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla*.
- Moreno, C. E. (2001). *Manual de métodos para medir la biodiversidad*. Universidad Veracruzana.
- Mugni H., (2009). *Concentración de nutrientes y toxicidad de pesticidas en aguas superficiales de cuencas rurales*. (Tesis doctoral, Universidad de La Plata).
- Mugni, H., Paracampo, A. y Bonetto, C. (2013). Nutrient concentrations in a pampasic first order stream with different land uses in the surrounding plots (Buenos Aires, Argentina). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 91(4), 391-395.
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D. y Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental chemistry letters*, 8(3), 199-216.
- Neiff, J. J. (1999). El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*, 229, 99-103.
- Neiff, J. J. (2001). Humedales de la Argentina: sinopsis, problemas y perspectivas futuras. *El Agua en Iberoamerica, Funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura. Argentina: CYTED*, 83-112.
- Neiff, J. J. y Malvárez, A. I. (2004). "Grandes Humedales Fluviales". *En Bases Ecológicas Para la clasificación e Inventario de Humedales en Argentina*, editado por A. I. Malvárez and R. F. Bó, 77– 87. Buenos Aires, Argentina: FCEyN y Ramsar.
- Neiff, J. J., Poi de Neiff, A. S. G., Patiño, C. A. E. y Basterra de Chiozzi, I. (2000). Prediction of colonization by macrophytes in the Yaciretá reservoir of the Paraná River (Argentina and Paraguay). *Revista Brasileira de Biologia*, 60(4), 615-626.

- Nguyen, L., Downes, M., Mehlhorn, J. y Stroud, M. J. (1999). Riparian wetland processing of nitrogen, phosphorus and suspended sediment inputs from a hill country sheep-grazed catchment in New Zealand. In *Proceedings of the Second Australian Stream Management Conference* (pp. 8-11).
- Nicolet, P., Biggs, J., Fox, G., Hodson, M. J., Reynolds, C., Whitfield, M. y Williams, P. (2004). The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biological Conservation*, 120(2), 261-278.
- Niemi, G. J. y McDonald, M. E. (2004). Application of ecological indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 89-111.
- Ocon, C. S. y Rodrigues Capítulo, A. (2004). Presence and abundance of Ephemeroptera and other sensitive macroinvertebrates in relation with habitat conditions in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Archiv Fur Hydrobiologie*, 159(4), 473-487.
- Ocón, C.S., y Rodrigues Capítulo, A. (2012). Assessment of water quality in temperate-plain streams (Argentina, South America) using a multiple approach. *Ecología Austral*, vol. 22.
- O'Halloran, J., Walsh, A. R. y Fitzpatrick, P. J. (1997). The determination of trace elements in biological and environmental samples using atomic absorption spectroscopy. In *Bioremediation Protocols*, vol.2. (pp. 201-211). Humana Press, New Jersey.
- Pais, I. y Jones Jr, J. B. (1997). *The handbook of trace elements*. CRC Press.
- Paixão, J. F., de Oliveira, O. M., Dominguez, J. M., dos Santos Almeida, E., Carvalho, G. C. y Magalhães, W. F. (2011). Integrated assessment of mangrove sediments in the Camamu Bay (Bahia, Brazil). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(3), 403-415.
- Papadakis, J. (1980). El suelo: con referencia especial a los suelos de America Latina, Peninsula Iberica y ex-colonias Ibericas.
- Paracampo, A., Marrochi, N., García, I., Maiztegui, T., Carriquiriborde, P., Bonetto, C. y Mugni, H. (2020). Fish assemblages in Pampean streams

- (Buenos Aires, Argentina): Relationship to abiotic and anthropic variables. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 92(2), 1-17.
- Parmar, S. y Singh, V. (2015). Phytoremediation approaches for heavy metal pollution: a review. *J Plant Sci Res*, 2(2), 135.
 - Paz, L. E. (2019). *El rol de las macrófitas y los invertebrados para el diagnóstico y la rehabilitación de sistemas lóticos pampeanos*, (Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata).
 - Peluso, L., Abelando, M., Apartín, C. D., Almada, P. y Ronco, A. E. (2013). Integrated ecotoxicological assessment of bottom sediments from the Paraná basin, Argentina. *Ecotoxicology and environmental safety*, 98, 179-186.
 - Peng, K. J., Luo, C. L., Chen, Y. H., Wang, G. P., Li, X. D. y Shen, Z. G. (2009). Cadmium and other metal uptake by *Lobelia chinensis* and *Solanum nigrum* from contaminated soils. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 83(2), 260-264.
 - Pfeifer, H. R., Derron, M. H., Rey, D., Schlegel, C., Atteia, O., Dalla Piazza, R., ... y Mandia, Y. (2000). Natural trace element input to the soil-sediment-water-plant system: examples of background and contaminated situations in Switzerland, Eastern France and Northern Italy. In *Trace metals in the environment* (vol. 4, pp. 33-86). Elsevier.
 - Phaphong, A. y Sangpradub, N. (2012). Development of a benthic macroinvertebrate biotic index to evaluate wetland health in Northeastern Thailand. *African Journal of Agricultural Research*, 7(47), 6320-6328.
 - Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'connell, C., ... y Tsomondo, T. (2001). Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, ecosystems & environment*, 84(1), 1-20.
 - Poi de Neiff, A. S. y Casco, S. L. (2003). Biological agents that accelerate winter decay of *Eichhornia crassipes* Mart. Solms. in northeastern Argentina. *Ecología e manejo de macrófitas acuáticas. Maringá. Brasil*, 127-144.
 - Prado, C., Pagano, E., Prado, F. y Rosa, M. (2012). Detoxification of Cr (VI) in *Salvinia minima* is related to seasonal-induced changes of thiols,

- phenolics and antioxidative enzymes. *Journal of hazardous materials*, 239, 355-361.
- Prado, C., Rosa, M., Pagano, E., Hilal, M. y Prado, F. E. (2010). Seasonal variability of physiological and biochemical aspects of chromium accumulation in outdoor-grown *Salvinia minima*. *Chemosphere*, 81(5), 584-593.
 - Prasad, M. N. V. (2004). Phytoremediation of metals in the environment for sustainable development. *Proceedings-Indian National Science Academy Part B*, 70(1), 71-98.
 - Prasad, M. N. y de Oliveira Freitas, H. M. (2003). Metal hyperaccumulation in plants: biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic journal of biotechnology*, 6(3), 285-321.
 - Quintana, X. D., Cañedo-Argüelles, M., Nebra, A., Gascón, S., Rieradevall, M., Caiola, N., ... y Boix, D. (2015). New tools to analyse the ecological status of Mediterranean wetlands and shallow lakes. In *Experiences from Surface Water Quality Monitoring* (pp. 171-199). Springer, Cham.
 - R Development Core Team. (2016). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Version 3.2.3. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
 - Rabení, C. F., Doisy, K. E. y Zweig, L. D. (2005). Stream invertebrate community functional responses to deposited sediment. *Aquatic Sciences*, 67(4), 395-402.
 - Ramamurthy, A. S. y Memarian, R. (2012). Phytoremediation of mixed soil contaminants. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(2), 511-518.
 - Ramírez, A. y Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical*, 62: 155-167.
 - Ramsar, P. (2013). The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971). Disponible en <http://www.ramsar.org> (último acceso 3/2021).
 - Rasmussen, J. J., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., McKnight, U. S. y Kronvang, B. (2011). Buffer strip width and agricultural pesticide

- contamination in Danish lowland streams: Implications for stream and riparian management. *Ecological Engineering*, 37(12), 1990-1997.
- Ravera, O. (2001). Monitoring of the aquatic environment by species accumulator of pollutants: a review. *Journal of Limnology*, 60(1s), 63-78.
 - Resh, V. H. (2008). Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 138(1), 131-138.
 - Resh, V. H., Norris, R. H. y Barbour, M. T. (1995). Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 20(1), 108-121.
 - Rimoldi, F. (2009). *Evaluación ecotoxicológica de plaguicidas usados en el paquete tecnológico Soja RR, sobre el sistema Rachiplusia nu-Chrysoperla externa*. (Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata).
 - Rimoldi, F., Peluso, L., Rossini, G. B., Ronco, A. E. y 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.
 - Rodríguez, D. T. (2003). El papel de los microorganismos en la biodegradación de compuestos tóxicos. *Ecosistemas*, 12(2).
 - Rodrigues Capítulo, A. (1999). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Rev. Soc. Entomol. Argent*, 58(1-2), 208-217.
 - Rodrigues Capítulo, A., Cortese, B., Armendáriz, L., Rodríguez, M., Rodrigues Capítulo, L., Ferreira, A. C., Altieri, P. D., Simonetti, M., Jensen, R. y Gomez, N. (2018). ¿resultan eficientes los bañados de desborde fluvial pampeanos en la mejora de la calidad del agua? visión desde los invertebrados y las macrófitas. *VIII Congreso Argentino de Limnología*.
 - Rodrigues Capítulo, A., Cortese, B., Armendáriz, L., Siri, A., Altieri, P., Ocon, C., ... y Donato, M. (2020). Caracterización estructural y funcional de los macroinvertebrados en los bañados de desborde fluvial del área pampeana. *Biología Acuática*, (35), 1-21.

- Rodrigues Capítulo, A. y Gómez, N. (2020). Cap. 8: Aplicación de indicadores biológicos en cursos de agua de la Ecorregión Pampa, La Bioindicación En El Monitoreo Y Evaluación De Los Sistemas Fluviales De La Argentina. *Eudeba*, 120-129.
- Rodríguez Capítulo, A., Muñoz, I., Bonada, N., Gaudes, A. y Tomanova, S. (2009). Cap.14- La biota de los ríos: los invertebrados: 285-301. In: *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA- (Eds: Arturo Elosegui & Sergi Sabater) 466 pp.
- Rodrigues Capítulo, A., Ocón, C. y Tangorra, M. (2003). Una visión bentónica de arroyos y ríos pampeanos. *Biología Acuática*, (21), 1-18.
- Rodrigues Capítulo, A., Tangorra, M. y Ocón, C. (2001). Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35, 109-119.
- Rodríguez-Echeverría, S. (2009). Organismos del suelo: la dimensión invisible de las invasiones por plantas no nativas. *Revista Ecosistemas*, 18(2).
- Ronco, A., Camilión, C. y Manassero, M. (2001). Geochemistry of heavy metals in bottom sediments from streams of the western coast of the Río de la Plata estuary, Argentina. *Environmental Geochemistry and Health*, 23(2), 89-103.
- Ronco, A., Peluso, L., Jurado, M., Bulus Rossini, G. D. y Salibian, A. (2008). Screening of sediment pollution in tributaries from the southwestern coast of the Río de la Plata estuary. *Latin American journal of sedimentology and basin analysis*, 13.
- Rosa, M., Prado, F., Hilal, M., Pagano, E., y Prado, C. (2014). Phytoremediation: strategies of Argentinean plants against stress by heavy metals. In *Bioremediation in Latin America* (pp. 123-134). Springer, Cham.
- Rosenfeld, J. S. (2002). Logical fallacies in the assessment of functional redundancy. *Conservation Biology*, 16(3), 837-839.
- Ruhí, A., Fairchild, G. W., Spieles, D. J., Becerra-Jurado, G. y Moreno-Mateos, D. (2016). Invertebrates in created and restored wetlands. In *Invertebrates in Freshwater Wetlands* (pp. 525-564). Springer, Cham.

- Rybczyk, J. M., Day, J. W. y Conner, W. H. (2002). The impact of wastewater effluent on accretion and decomposition in a subsiding forested wetland. *Wetlands*, 22(1), 18-32.
- Sadler, R. y Rynja, G. (1992). Preservation, storage, transport, analysis and reporting of water samples, Queensland government chemical laboratory report, series No. 12. *Brisbane: Queensland Government Publishers*.
- Sakakibara, M., Ohmori, Y., Ha, N. T. H., Sano, S., y Sera, K. (2011). Phytoremediation of heavy metal-contaminated water and sediment by *Eleocharis acicularis*. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 39(8), 735-741.
- Sánchez-Carrillo, S., Angeler, D. G., Álvarez-Cobelas, M. y Sánchez-Andrés, R. (2010). Freshwater wetland eutrophication. In *Eutrophication: causes, consequences and control* (pp. 195-210). Springer, Dordrecht.
- Sánchez-Chardi, A., Ribeiro, C. A. O. y Nadal, J. (2009). Metals in liver and kidneys and the effects of chronic exposure to pyrite mine pollution in the shrew *Crocidura russula* inhabiting the protected wetland of Doñana. *Chemosphere*, 76(3), 387-394.
- Sánchez-Rueda, M. P. y Ponce Márquez, M. E. (1996). *Métodos hidrobiológicos II: estudio y colecta de organismos marinos, estuarino-lagunar y de agua dulce* (No. QH 91.56. S26 1996). Sarkar, D. (2008). *Lattice: multivariate data visualization with R*. Springer Science y Business Media.
- Saunders, D. L., Meeuwig, J. J. y Vincent, A. C. (2002). Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation biology*, 16(1), 30-41.
- Schaller, J., Vymazal, J. y Brackhage, C. (2013). Retention of resources (metals, metalloids and rare earth elements) by autochthonously/allochthonously dominated wetlands: a review. *Ecological Engineering*, 53, 106-114.
- Schneider, S. C., Lawniczak, A. E., Picińska-Faltynowicz, J. y Szoszkiewicz, K. (2012). Do macrophytes, diatoms and non-diatom benthic algae give redundant information? Results from a case study in Poland. *Limnologica*, 42(3), 204-211.

- Scrimgeour, G. J. y Kendall, S. (2002). Consequences of livestock grazing on water quality and benthic algal biomass in a Canadian natural grassland plateau. *Environmental Management*, 29(6), 824-844.
- Shabani, N., y Sayadi, M. H. (2012). Evaluation of heavy metals accumulation by two emergent macrophytes from the polluted soil: an experimental study. *The Environmentalist*, 32(1), 91-98.
- Shanker, A. K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H. y Avudainayagam, S. (2005). Chromium toxicity in plants. *Environment international*, 31(5), 739-753.
- Shannon, C. E. Y Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication, 117 pp. *Urbana: University of Illinois Press*.
- Sheoran, V., Sheoran, A. S., y Poonia, P. (2010). Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(2), 168-214.
- Solis M., (2017). *Impacto de agroquímicos en arroyos de cuencas rurales*. (Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata).
- Solis, M., Mugni, H., Hunt, L., Marrochi, N., Fanelli, S. y Bonetto, C. (2016). Land use effect on invertebrate assemblages in Pampasic streams (Buenos Aires, Argentina). *Environmental monitoring and assessment*, 188(9), 1-12.
- Statzner, B., Hildrew, A. G., y Resh, V. H. (2001). Species traits and environmental constraints: entomological research and the history of ecological theory. *Annual Review of Entomology*, 46(1), 291-316.
- Stoltz, E. y Greger, M. (2002). Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environmental and experimental botany*, 47(3), 271-280.
- Stone, M. L., Whiles, M. R., Webber, J. A., Williard, K. W. y Reeve, J. D. (2005). Macroinvertebrate communities in agriculturally impacted southern Illinois streams: patterns with riparian vegetation, water quality, and in-stream habitat quality. *Journal of Environmental Quality*, 34(3), 907-917.
- Stuijzand, S. C., Poort, L., Greve, G. D., van der Geest, H. G. y Kraak, M. H. (2000). Variables determining the impact of diazinon on aquatic insects:

- taxon, developmental stage, and exposure time. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 19(3), 582-587.
- Suren, A. y Sorrell, B. (2010). Aquatic invertebrate communities of lowland wetlands in New Zealand: characterising spatial, temporal and geographic distribution patterns. *Science for Conservation*, (305).
 - Suzuki, N., Koizumi, N. y Sano, H. (2001). Screening of cadmium-responsive genes in *Arabidopsis thaliana*. *Plant, Cell & Environment*, 24(11), 1177-1188.
 - Taboada, M. A., Lavado, R. S., Svartz, H. y Segat, A. M. (1999). Structural stability changes in a grazed grassland natraquoll of the Flooding Pampa (Argentina). *Wetlands*, 19(1), 50-55.
 - Thangavel, P. y Subbhuraam, C. V. (2004). Phytoextraction: role of hyperaccumulator in metal contaminated soils. *Proc. Indian Natl. Sci. Acad. Part B*, 70, 109–130.
 - Tangen, B. A., Butler, M. G. y Ell, M. J. (2003). Weak correspondence between macroinvertebrate assemblages and land use in prairie pothole region wetlands, USA. *Wetlands*, 23(1), 104-115.
 - Tanhan, P., Kruatrachue, M., Pokethitoyook, P. y Chaiyarat, R. (2007). Uptake and accumulation of cadmium, lead and zinc by Siam weed [*Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson]. *Chemosphere*, 68(2), 323-329.
 - Tarda, A. S., Saparrat, M. C. N. y Gómez, N. (2019). Assemblage of dematiaceous and Ingoldian fungi associated with leaf litter of decomposing *Typha latifolia* L. (Typhaceae) in riverine wetlands of the Pampean plain (Argentina) exposed to different water quality. *Journal of environmental management*, 250, 109409.
 - Ter Braak, C. J. y Verdonschot, P. F. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic sciences*, 57(3), 255-289.
 - Thomas, K. E., Lazor, R., Chambers, P. A. y Yates, A. G. (2018). Land-use practices influence nutrient concentrations of southwestern Ontario streams. *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques*, 43(1), 2-17.

- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R. y Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer meeresuntersuchungen*, 33(1-4), 566-575.
- U.S. EPA. (U. S. Environmental Protection Agency). (2002). Methods for Evaluating Wetland Condition: Developing an Invertebrate Index of Biological Integrity for Wetlands. Office of Water, U.S. *Environmental Protection Agency, Washington, DC*. EPA-822-R-02-019.
- Valero, M. (2006). Aplicación Tecnológica de las Macrófitas a la depuración de aguas residuales con la ayuda de Microorganismos. *Monografía de Especialidad en Ingeniería Ambiental. Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga*.
- Vardanyan, L. G. y Ingole, B. S. (2006). Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake systems. *Environment international*, 32(2), 208-218.
- Velásquez, S. y Maris Miserendino, M. L. (2003). Habitat type and macroinvertebrate assemblages in low order Patagonian streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 461-483.
- Villagrán-Mella, R., Aguayo, M., Parra, L. E. y González, A. (2006). Relación entre características del hábitat y estructura del ensamble de insectos en humedales palustres urbanos del centro-sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 79(2), 195-211.
- Villar, C., Stripeikis, J., Tudino, M., Troccoli, O., y Bonetto, C. (1999). Trace metal concentrations in coastal marshes of the Lower Parana River and the Rio de la Plata Estuary. *Hydrobiologia*, 397, 187-195.
- Vogel, J. R., Gilley, J. E., Cottrell, G. L., Woodbury, B. L., Berry, E. D. y Eigenberg, R. A. (2011). Transport of trace metals in runoff from anamended and pond-ash mended feedlot surfaces. *American Society of Agrucultural and Biological Engineers* 54:1269–1279.
- Walker, P. D., Wijnhoven, S. y van der Velde, G. (2013). Macrophyte presence and growth form influence macroinvertebrate community structure. *Aquatic Botany*, 104, 80-87.

- Wei, T. y Simko, V. (2016). corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. R package version 0.77. CRAN, Vienna, Austria.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. gulf professional publishing.
- Wiggins, G. B., GB, W., RJ, M. y IM, S. (1980). Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools.
- Williams, D. D. (2006). *The biology of temporary waters*. Oxford University Press.
- Wissinger, S. A. (1999). Ecology of wetland invertebrates: synthesis and applications for conservation and management. *Invertebrates in freshwater wetlands of North America: Ecology and management*, 1043-1086.
- Wright, A. L., Reddy, K. R. y Corstanje, R. (2009). Patterns of heterotrophic microbial activity in eutrophic and oligotrophic peatlands. *European journal of soil biology*, 45(2), 131-137.
- Yimer, H. D. y Mengistou, S. (2009). Water quality parameters and macroinvertebrates index of biotic integrity of the Jimma wetlands, Southwestern Ethiopia. *Journal of Wetlands Ecology*, 3, 79-99.
- Zanotti, C. y Gómez, N. (2020). Observaciones sobre algunas características ecológicas de las plantas que habitan los bañados de desborde fluvial afectados por la urbanización y las prácticas agrícolas. *Biología Acuática*, (35), 012-012.
- Zaplara, V. S., Solari, L. C., Benitez, H. H. y Gabellone, N. A. (2018). Microorganismos consumidores en suelos de la llanura de inundación del arroyo El Pescado (Buenos Aires): Experiencia en microcosmos. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, vol. 20.
- Zedler, J. B. y Kercher, S. (2005). Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39-74.
- Zelnik, I., Potisek, M. y Gaberscik, A. (2012). Environmental conditions and macrophytes of karst ponds. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21(6), 1911-1920.

- Zhao, F. J., Hamon, R. E., Lombi, E., McLaughlin, M. J., y McGrath, S. P. (2002). Characteristics of cadmium uptake in two contrasting ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Journal of Experimental Botany*, 53(368), 535-543.
- Zhou, A., Tang, H. y Wang, D. (2005). Phosphorus adsorption on natural sediments: modeling and effects of pH and sediment composition. *Water research*, 39(7), 1245-1254.
- Zilli, F. L., Montalto, L. y Marchese, M. R. (2008). Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica*, 38(2), 159-171.
- Zu, Y. Q. (2005). Hyperaccumulator of Pb, Zn, and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan, China. *Environ. Int.*, 31(5), 755-762.
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A. y Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science & Business Media.



ANEXOS

8. ANEXOS

Anexo 1: Resumen de las medidas estadísticas correspondientes a los parámetros físicoquímicos registrados en los sitios de estudio durante todo el período de muestreo.

Arroyo	Tramo	T (°C)			pH			Cond. (µs/cm)		
		Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min
A° del Gato	Prebañado	17,58 ± 1,83	21,48	9,30	7,91 ± 0,16	8,23	7,13	588 ± 046	715	401
	Bañado	18,61 ± 2,43	25,48	7,87	7,77 ± 0,10	8,07	7,35	587 ± 061	784	348
	Posbañado	17,92 ± 2,05	22,97	8,43	7,71 ± 0,14	8,23	7,20	390 ± 070	709	231
A° Carnaval	Prebañado	16,71 ± 2,92	25,96	6,02	7,71 ± 0,28	8,51	6,51	601 ± 100	809	221
	Bañado	16,80 ± 2,82	25,58	5,90	7,68 ± 0,33	8,57	6,35	571 ± 109	796	199
	Posbañado	17,07 ± 2,90	26,75	5,90	7,73 ± 0,26	8,40	6,54	561 ± 112	790	195
A° Cajaravillas	Prebañado	17,15 ± 2,13	25,80	11,27	7,71 ± 0,14	8,20	7,38	758 ± 075	891	410
	Bañado	17,79 ± 2,47	26,57	9,90	7,72 ± 0,14	8,17	7,31	765 ± 075	889	417
	Posbañado	17,49 ± 2,27	24,57	8,00	7,73 ± 0,21	8,18	6,76	774 ± 074	893	427
A° Chubichamini	Prebañado	19,71 ± 2,97	25,90	11,20	8,33 ± 0,15	8,73	7,72	760 ± 100	1003	361
	Bañado	18,24 ± 3,01	29,05	7,80	8,01 ± 0,16	8,50	7,53	782 ± 102	1008	382
	Posbañado	18,49 ± 3,26	30,15	7,83	8,01 ± 0,27	8,80	6,99	776 ± 094	1005	401

Arroyo	Tramo	Sat.O2(%)			ORP			DBO (mg O2/L)		
		Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min
A° del Gato	Prebañado	48,92 ± 3,68	63,22	39,87	287,35 ± 31,71	441,00	241,50	12,50 ± 1,93	17,00	5,00
	Bañado	41,38 ± 7,85	75,70	22,20	283,64 ± 46,80	501,33	170,33	11,28 ± 2,98	23,00	2,00
	Posbañado	63,13 ± 4,17	72,70	49,23	299,83 ± 33,40	453,33	236,33	11,19 ± 7,00	45,00	0,99
A° Carnaval	Prebañado	74,04 ± 6,78	93,18	48,80	296,83 ± 43,96	497,00	188,33	8,94 ± 3,53	22,00	0,99
	Bañado	74,52 ± 5,35	90,18	57,18	310,75 ± 44,01	504,00	208,33	7,89 ± 2,75	16,00	0,99
	Posbañado	68,77 ± 5,74	90,00	56,22	306,17 ± 42,48	504,00	227,00	8,00 ± 2,79	16,00	1,00
A° Cajaravillas	Prebañado	59,93 ± 9,27	97,67	29,62	278,90 ± 58,61	570,67	199,74	11,28 ± 2,35	18,00	5,33
	Bañado	62,66 ± 6,51	88,00	42,07	286,36 ± 58,34	572,33	198,67	10,61 ± 1,70	15,00	4,00
	Posbañado	66,98 ± 8,11	101,32	40,47	282,47 ± 58,44	573,00	211,67	11,33 ± 2,06	16,00	3,00
A° Chubichamini	Prebañado	83,53 ± 8,26	107,67	56,23	253,42 ± 51,65	510,33	187,33	10,61 ± 2,23	19,00	2,00
	Bañado	79,42 ± 5,26	93,93	64,93	258,69 ± 75,22	521,00	209,33	10,89 ± 2,06	17,00	3,00
	Posbañado	85,51 ± 10,51	121,93	46,00	291,00 ± 48,205	519,67	207,33	11,56 ± 1,72	17,00	6,00

Arroyo	Tramo	OD (mg/L)			PO4 (mg P/L)			NO3 (mg N/L)		
		Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min
A° del Gato	Prebañado	4,67 ± 0,45	5,96	3,43	0,51 ± 0,05	0,63	0,32	0,28 ± 0,16	0,98	0,02
	Bañado	3,74 ± 0,64	6,61	2,13	0,75 ± 0,12	1,12	0,30	0,32 ± 0,28	1,70	0,02
	Posbañado	5,94 ± 0,60	8,12	4,27	1,09 ± 0,12	1,43	0,59	0,07 ± 0,03	0,21	0,01
A° Carnaval	Prebañado	7,27 ± 0,94	9,97	4,63	1,14 ± 0,16	1,70	0,63	0,14 ± 0,09	0,59	0,03
	Bañado	7,16 ± 0,70	9,22	5,34	1,13 ± 0,18	1,68	0,63	0,06 ± 0,02	0,11	0,01
	Posbañado	6,62 ± 0,78	8,44	4,43	1,10 ± 0,16	1,61	0,63	0,09 ± 0,02	0,18	0,01
A° Cajaravillas	Prebañado	5,49 ± 0,82	7,97	2,56	0,32 ± 0,09	0,70	0,09	0,25 ± 0,12	0,69	0,03
	Bañado	5,78 ± 0,50	7,40	4,13	0,32 ± 0,08	0,70	0,08	0,17 ± 0,09	0,57	0,01
	Posbañado	6,26 ± 0,75	8,88	3,91	0,26 ± 0,07	0,51	0,09	0,20 ± 0,11	0,72	0,03
A° Chubichamini	Prebañado	7,39 ± 0,52	8,73	5,192	0,12 ± 0,03	0,25	0,06	0,07 ± 0,03	0,16	1,00E-03
	Bañado	7,44 ± 0,66	9,40	4,94	0,18 ± 0,05	0,33	0,06	0,09 ± 0,03	0,20	1,00E-03
	Posbañado	8,13 ± 0,98	11,43	4,70	0,24 ± 0,10	0,72	0,04	0,11 ± 0,04	0,25	0,02

Arroyo	Tramo	NO ₂ (mg N/L)			NH ₄ (mg N/L)			DQO (mg O ₂ /L)		
		Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min
A° del Gato	Prebañado	0,14 ± 0,03	0,28	0,06	0,61 ± 0,37	2,47	0,07	29,29 ± 4,23	42,00	15,00
	Bañado	0,04 ± 0,01	0,09	3,00E-03	0,59 ± 0,48	2,96	3,00E-03	31,25 ± 6,93	53,00	8,00
	Posbañado	0,02 ± 0,11	0,07	2,00E-03	0,26 ± 0,17	1,09	1,00E-03	34,07 ± 12,57	92,00	5,00
A° Carnaval	Prebañado	0,02 ± 0,00	0,03	4,00E-03	0,11 ± 0,02	0,18	0,06	37,06 ± 12,34	87,00	4,00
	Bañado	0,01 ± 0,00	0,03	4,00E-03	0,10 ± 0,02	0,18	0,03	32,77 ± 8,72	59,00	4,00
	Posbañado	0,01 ± 0,00	0,03	0,01	0,09 ± 0,02	0,19	0,02	28,92 ± 9,04	59,00	3,00
A° Cajaravillas	Prebañado	0,05 ± 0,01	0,07	0,02	0,19 ± 0,06	0,38	0,02	61,04 ± 13,88	102,00	18,00
	Bañado	0,03 ± 0,01	0,06	0,01	0,10 ± 0,05	0,32	0,01	57,27 ± 9,37	87,00	20,00
	Posbañado	0,02 ± 0,01	0,05	4,00E-03	0,10 ± 0,04	0,22	1,00E-03	50,73 ± 10,53	84,00	14,00
A° Chubichamini	Prebañado	0,02 ± 0,00	0,03	0,01	0,07 ± 0,03	0,22	0,01	60,41 ± 12,98	109,00	16,00
	Bañado	0,02 ± 0,00	0,03	1,00E-04	0,16 ± 0,08	0,51	0,02	57,27 ± 9,77	83,33	17,00
	Posbañado	0,02 ± 0,01	0,09	1,00E-03	0,15 ± 0,08	0,55	0,01	57,08 ± 9,51	73,00	12,00

Anexo 2: Resumen estadístico de las medidas correspondientes a los parámetros hidro-gemorfológicos registrados en los sitios de estudio durante todo el período de muestreo (excepto para los datos granulométricos).

Arroyo	Tramo	TDS (mg/L)			SST (mg/L)			Caudal (m ³ /seg)		
		Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min
A° del Gato	Prebañado	339,48 ± 36,29	457,80	212,33	125,16 ± 63,65	396,66	1,80	3,00E-03 ± 2,00E-03	0,01	1,00E-04
	Bañado	330,77 ± 34,89	450,33	226,33	45,10 ± 14,10	93,82	1,70	0,01 ± 4,00E-03	0,02	3,00E-03
	Posbañado	219,56 ± 16,27	263,33	150,17	49,19 ± 25,38	151,33	4,67	4,00E-03 ± 3,00E-03	0,02	1,00E-04
A° Carnaval	Prebañado	344,17 ± 62,17	517,66	143,17	39,50 ± 14,87	89,36	2,10	0,06 ± 0,04	0,27	5,00E-03
	Bañado	326,36 ± 63,86	509,66	128,50	106,09 ± 31,40	191,28	7,00	0,01 ± 4,00E-03	0,03	2,00E-03
	Posbañado	322,24 ± 66,10	506,66	126,67	42,29 ± 16,07	106,33	1,00	0,01 ± 4,00E-03	0,03	2,00E-03
A° Cajaravillas	Prebañado	430,50 ± 67,93	564,66	243,33	69,94 ± 34,70	229,67	1,90	0,07 ± 0,02	0,15	0,01
	Bañado	433,56 ± 60,07	569,00	238,67	180,28 ± 120,96	706,23	5,70	0,08 ± 0,03	0,21	0,02
	Posbañado	437,78 ± 62,54	570,33	218,00	34,36 ± 15,83	106,52	1,60	0,16 ± 0,07	0,51	0,02
A° Chubichamini	Prebañado	439,11 ± 77,29	660,00	219,33	95,09 ± 18,12	148,89	34,73	0,20 ± 0,07	0,46	1,00E-04
	Bañado	458,36 ± 75,22	690,00	248,83	126,84 ± 62,87	413,00	1,00	0,06 ± 0,02	0,14	0,01
	Posbañado	450,14 ± 72,74	670,00	238,67	96,76 ± 52,29	319,67	1,60	0,08 ± 0,02	0,15	0,02

Arroyo	Tramo	Cob. vegetal (%)			M.O (%)			Graba (%)		
		Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min
A° del Gato	Prebañado	76,66 ± 4,01	90,00	60,00	8,29 ± 0,52	10,30	6,92	0,00 ± 0,00	0,00	0,00
	Bañado	85,83 ± 3,74	95,00	70,00	16,65 ± 4,81	40,24	9,08	0,00 ± 0,00	0,00	0,00
	Posbañado	74,17 ± 4,17	90,00	60,00	6,50 ± 0,57	8,42	4,17	5,11 ± 3,76	12,44	0,00
A° Carnaval	Prebañado	70,83 ± 5,23	90,00	50,00	12,81 ± 1,29	16,10	7,04	2,25 ± 1,18	4,31	0,24
	Bañado	75,83 ± 4,65	90,00	60,00	10,16 ± 1,08	16,50	5,12	1,31 ± 0,61	2,44	0,34
	Posbañado	68,33 ± 6,01	90,00	50,00	6,04 ± 1,07	9,72	3,47	0,57 ± 0,23	0,95	0,14
A° Cajaravillas	Prebañado	60,83 ± 6,63	80,00	35,00	27,11 ± 8,60	66,35	5,47	4,91 ± 1,22	7,25	3,13
	Bañado	90,00 ± 2,58	95,00	80,00	33,44 ± 1,40	38,95	28,19	0,00 ± 0,00	0,00	0,00
	Posbañado	61,67 ± 7,03	80,00	40,00	29,84 ± 1,91	36,06	24,50	7,04 ± 2,79	12,57	3,55
A° Chubichamini	Prebañado	53,33 ± 8,43	80,00	20,00	10,70 ± 4,16	30,49	3,80	1,05 ± 1,29	0,22	0,00
	Bañado	76,67 ± 3,33	90,00	70,00	77,89 ± 0,80	15,35	10,09	1,05 ± 1,29	3,15	0,00
	Posbañado	45,00 ± 4,28	60,00	30,00	12,54 ± 7,18	48,11	3,10	0,00 ± 0,00	0,00	0,00

Arroyo	Tramo	Arena (%)			Limo (%)			Arcilla (%)		
		Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min
A° del Gato	Prebañado	11,56 ± 1,15	13,15	8,61	50,01 ± 5,57	60,22	41,04	38,43 ± 6,78	50,35	26,87
	Bañado	7,95 ± 0,47	8,56	70,21	36,88 ± 2,27	40,55	32,72	55,17 ± 2,36	59,01	50,88
	Posbañado	7,78 ± 1,87	11,50	5,54	44,44 ± 4,31	49,65	35,90	42,67 ± 5,36	52,62	34,22
A° Carnaval	Prebañado	5,27 ± 3,44	12,02	0,71	33,61 ± 16,83	52,03	0,00	58,87 ± 19,25	97,09	35,718
	Bañado	14,02 ± 4,46	20,92	5,68	41,91 ± 12,81	67,45	27,27	42,76 ± 16,31	65,90	11,28
	Posbañado	11,71 ± 2,33	16,15	8,26	55,95 ± 6,08	67,65	47,25	31,77 ± 4,32	36,46	23,14
A° Cajaravillas	Prebañado	13,41 ± 5,27	23,93	7,80	41,14 ± 8,70	52,28	24,00	40,54 ± 2,33	44,82	36,80
	Bañado	10,69 ± 2,61	15,88	7,64	34,06 ± 1,45	36,72	31,74	55,25 ± 1,82	58,64	52,38
	Posbañado	20,67 ± 5,33	30,88	12,88	37,83 ± 2,59	42,49	33,53	34,45 ± 4,21	41,08	26,64
A° Chubichamini	Prebañado	44,60 ± 14,00	68,20	19,73	18,47 ± 9,94	38,21	6,53	36,84 ± 5,92	43,46	25,05
	Bañado	40,63 ± 5,81	51,94	32,68	37,51 ± 0,88	39,24	36,33	20,80 ± 5,05	28,07	11,08
	Posbañado	39,38 ± 9,13	56,50	25,33	16,47 ± 6,91	30,27	9,07	44,15 ± 6,11	54,60	33,44

Arroyo	Tramo	Veloc. cte (m/seg)			Ancho mojado (m)			Profundidad media (m)		
		Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min
A° del Gato	Prebañado	0,02 ± 0,01	0,06	0,00	1,36 ± 0,17	1,83	0,65	0,18 ± 0,04	0,37	0,09
	Bañado	0,01 ± 0,00	0,01	0,00	3,31 ± 0,66	5,43	1,00	0,41 ± 0,05	0,54	0,23
	Posbañado	0,01 ± 0,00	0,03	0,00	1,02 ± 0,10	1,40	0,77	0,13 ± 0,01	0,17	0,09
A° Carnaval	Prebañado	0,02 ± 0,00	0,03	0,00	2,55 ± 0,22	3,57	1,90	0,36 ± 0,04	0,48	0,23
	Bañado	0,02 ± 0,01	0,05	0,00	1,60 ± 0,22	2,67	1,15	0,19 ± 0,03	0,31	0,11
	Posbañado	0,02 ± 0,01	0,04	0,00	2,16 ± 0,13	2,57	1,70	0,19 ± 0,01	0,22	0,17
A° Cajaravillas	Prebañado	0,03 ± 0,00	0,04	0,02	6,32 ± 2,07	14,40	2,80	0,33 ± 0,04	0,41	0,22
	Bañado	0,06 ± 0,02	0,13	0,02	3,12 ± 0,44	4,40	1,70	0,36 ± 0,03	0,47	0,27
	Posbañado	0,06 ± 0,01	0,12	0,02	3,99 ± 0,74	7,33	2,60	0,56 ± 0,08	0,91	0,33
A° Chubichaminí	Prebañado	0,19 ± 0,16	0,99	0,00	18,31 ± 2,08	25,00	11,67	0,57 ± 0,09	0,85	0,31
	Bañado	0,04 ± 0,01	0,07	0,02	4,87 ± 0,79	6,27	1,50	0,31 ± 0,06	0,60	0,15
	Posbañado	0,04 ± 0,01	0,08	0,02	7,55 ± 0,77	10,37	4,57	0,34 ± 0,07	0,50	0,13

Anexo 3: Riqueza taxonómica, diversidad, equitatividad, media y error estándar (E.E) del porcentaje de cobertura relativa promedio perteneciente a los taxa de macrófitas registradas en los sitios de muestreo durante todo el período de estudio en los arroyos: del Gato (a), Carnaval (b), Cajaravillas (c) y Chubichaminí (d), provincia de Buenos Aires. Se detalla, además, el status, la familia y el tipo biológico que presentan.

a)

A° del Gato							
Especie	Familia	Tipo biológico	Status	Acronimo	Prebañado	Bañado	Posbañado
					Media ± E.E	Media ± E.E	Media ± E.E
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	Amaranthaceae	Flotante arraigada	Nativa	FA	14,40	4,00 ± 0,80	7,57 ± 2,93
<i>Cyperus reflexus</i> Vahl	Cyperaceae	Palustre	Nativa	PA			10,50
<i>Egeria densa</i> Planch.	Hydrocharitaceae	Sumergida	Nativa	SU		5,50 ± 1,27	
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. y Arn.) DC.	Asteraceae	Palustre	Nativa	PA	4,00		9,00
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	Umbelliferae	Flotante arraigada	Nativa	FA		28,25 ± 2,86	16,85 ± 3,76
<i>Eleocharis bonariensis</i> Nees	Cyperaceae	Palustre	Nativa	PA		7,50 ± 1,06	30,00 ± 5,34
<i>Lilaeopsis brasiliensis</i> (Glaz.) Affolter	Apiaceae	Flotante arraigada	Nativa	FA		9,25 ± 0,14	4,00
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth). P.H. Raven	Onagraceae	Flotante arraigada	Nativa	FA	12,00	21,42 ± 5,03	14,79 ± 1,72
<i>Lemna minuta</i> Kunth	Araceae	Flotante libre	Nativa	FL		16,67 ± 2,7	
<i>Limnium laevigatum</i> (Humb. y Bonpl. ex Willd.) Heine	Hydrocharitaceae	Flotante libre	Nativa	FL		9,00	
<i>Nasturtium officinale</i> W.T.Aiton	Brassicaceae	Palustre	Adventicia	PA	5,57 ± 1,56	10,50 ± 3,33	
<i>Polygonum punctatum</i> Elliot	Polygonaceae	Flotante arraigada	Nativa	FA	11,85 ± 4,80	8,53 ± 3,23	15,44 ± 6,78
<i>Poa</i> sp.	Poaceae	Flotante arraigada	Adventicia	FA		11,20	4,50
<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. y Schldl.	Alismataceae	Palustre	Nativa	PA	3,88 ± 0,07	5,18 ± 0,25	5,00 ± 0,74
<i>Senecio bonariensis</i> Hook. et Arn	Asteraceae	Palustre	Endémica	PA			5,90 ± 1,79
<i>Typha latifolia</i> L.	Typhaceae	Palustre	Cosmopolita	PA	52,46 ± 6,03	4,20	
Diversidad					1,54	2,33	2,19
Equitatividad					0,79	0,91	0,91
Riqueza					7,00	13,00	11,00
% Total de cobertura relativa					76,67	85,83	74,17

b)

A° Carnaval							
Especie	Familia	Tipo biológico	Status	Acrónimo	Prebañado Media ± E.E	Bañado Media ± E.E	Posbañado Media ± E.E
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	Amaranthaceae	Flotante arraigada	Nativa	FA	22,50	8,46 ± 2,17	11,60 ± 2,16
<i>Cyperus reflexus</i> Vahl	Cyperaceae	Palustre	Nativa	PA			7,00
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. y Arn.) DC.	Asteraceae	Palustre	Nativa	PA	5,25 ± 1,01		19,80 ± 2,65
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	Umbelliferae	Flotante arraigada	Nativa	FA	5,50 ± 1,15	4,00 ± 0,83	3,75 ± 0,14
<i>Eleocharis bonariensis</i> Nees	Cyperaceae	Palustre	Nativa	PA	6,75 ± 0,43	5,00	12,25 ± 2,22
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth). P.H. Raven	Onagraceae	Flotante arraigada	Nativa	FA	9,33 ± 4,12	15,00	3,75 ± 0,14
<i>Limnobium laevigatum</i> (Humb. y Bonpl. ex Willd.) Heine	Hydrocharitaceae	Flotante libre	Nativa	FL	14,00	7,00	
<i>Nasturtium officinale</i> W.T.Aiton	Brassicaceae	Palustre	Adventicia	PA	6,00 ± 2,60	2,50	
<i>Polygonum punctatum</i> Elliot	Polygonaceae	Flotante arraigada	Nativa	FA	11,92 ± 0,75	9,50 ± 2,12	8 ± 2,89
<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. y Schldl.	Alismataceae	Palustre	Nativa	PA	7,46 ± 2,16	6,33 ± 0,93	3,80 ± 0,79
<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soják	Cyperaceae	Palustre	Nativa	PA		2,52 ± 1,43	7,80 ± 1,27
<i>Typha latifolia</i> L.	Typhaceae	Palustre	Cosmopolita	PA	3,50 ± 3,60	37,88 ± 8,66	19,60 ± 2,56
Diversidad					1,88	1,43	2,12
Equitatividad					0,82	0,62	0,92
Riqueza					10,00	10,00	10,00
% Total de cobertura relativa					70,83	75,83	66,67

c)

A° Cajaravillas								
Especie	Familia	Tipo biológico	Status	Acrónimo	Prebañado Media ± E.E	Bañado Media ± E.E	Posbañado Media ± E.E	
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	Amaranthaceae	Flotante arraigada	Nativa	FA			3,50	
<i>Androtrichum giganteum</i> (Kunth) H. Pfeiff.	Cyperaceae	Palustre	Endémica	PA		3,93 ± 0,49		
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Ceratophyllaceae	Sumergida	Nativa	SU		2,02 ± 0,60	8,00 ± 1,15	
<i>Cyperus reflexus</i> Vahl	Cyperaceae	Palustre	Nativa	PA	1,40		3,20	
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. y Arn.) DC.	Asteraceae	Palustre	Nativa	PA	5,86 ± 0,94	8,58 ± 3,21	2,63 ± 0,32	
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	Umbelliferae	Flotante arraigada	Nativa	FA	2,83 ± 0,47	2,10 ± 0,30	1,73 ± 0,34	
<i>Iris pseudacorus</i> L.	Iridaceae	Palustre	Adventicia	PA	34,65 ± 4,53	45,15 ± 3,45	17,84 ± 3,01	
<i>Eleocharis bonariensis</i> Nees	Cyperaceae	Palustre	Nativa	PA	4,00	6,08 ± 1,21	5,50 ± 0,87	
<i>Lilaeopsis brasiliensis</i> (Glaz.) Affolter	Apiaceae	Flotante arraigada	Nativa	FA	1,50			
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth). P.H. Raven	Onagraceae	Flotante arraigada	Nativa	FA	5,42 ± 1,62	2,55	7,50 ± 1,89	
<i>Lemna minuta</i> Kunth	Araceae	Flotante libre	Nativa	FL	5,25 ± 1,01	16,50 ± 6,93	7,95 ± 3,20	
<i>Limnobium laevigatum</i> (Humb. y Bonpl. ex Willd.) Heine	Hydrocharitaceae	Flotante libre	Nativa	FL			10,00	
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	Haloragaceae	Sumergida	Nativa	SU			1,80 ± 0,61	
<i>Polygonum punctatum</i> Elliot	Polygonaceae	Flotante arraigada	Nativa	FA	2,25 ± 0,09	4,75	6,90 ± 1,08	
<i>Poa</i> sp.	Poaceae	Flotante arraigada	Adventicia	FA	12,00			
<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	Ranunculaceae	Flotante arraigada	Adventicia	FA	7,00			
<i>Senecio bonariensis</i> Hook. et Arn	Asteraceae	Palustre	Endémica	PA	2,40			
<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soják	Cyperaceae	Palustre	Nativa	PA	7,83 ± 2,33	19,03 ± 4,65	13,96 ± 2,71	
<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Börner [= <i>Potamogeton pectinatus</i> (L.)]	Potamogetonaceae	Sumergida	Nativa	SU	1,95 ± 0,32	2,76 ± 0,95	6,70 ± 1,80	
<i>Typha latifolia</i> L.	Typhaceae	Palustre	Cosmopolita	PA	6,00	23,00 ± 8,66	11,25 ± 3,61	
Diversidad					2,10	1,73	2,33	
Equitatividad					0,77	0,69	0,86	
Riqueza					15,00	12,00	15,00	
% Total de cobertura relativa					60,83	90,00	61,67	

d)

A° Chubichamini								
Especie	Familia	Tipo biológico	Status	Acronimo	Prebañado Media ± E.E	Bañado Media ± E.E	Posbañado Media ± E.E	
<i>Androtrichum giganteum</i> (Kunth) H. Pfeiff.	Cyperaceae	Palustre	Endémica	PA		12,00	4,00	
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Ceratophyllaceae	Sumergida	Nativa	SU	6,10 ± 2,42	3,00	3,00 ± 0,71	
<i>Cyperus reflexus</i> Vahl	Cyperaceae	Palustre	Nativa	PA		7,00		
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. y Arn.) DC.	Asteraceae	Palustre	Nativa	PA	2,55 ± 0,55	9,40 ± 2,77	6,30 ± 2,68	
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	Umbelliferae	Flotante arraigada	Nativa	FA	4,5	6,10 ± 2,09	3,00 ± 0,71	
<i>Eleocharis bonariensis</i> Nees	Cyperaceae	Palustre	Nativa	PA	4,75 ± 1,18	11,53 ± 3,38	5,34 ± 0,59	
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth). P.H. Raven	Onagraceae	Flotante arraigada	Nativa	FA	5,10 ± 1,29	4,00 ± 0,17	2,95 ± 1,39	
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	Haloragaceae	Sumergida	Nativa	SU		1,20 ± 0,18	3,37 ± 0,56	
<i>Polygonum punctatum</i> Elliot	Polygonaceae	Flotante arraigada	Nativa	FA	4,75 ± 2,45	3,35 ± 2,68		
<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. y Schldl.	Alismataceae	Palustre	Nativa	PA	4,50			
<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soják	Cyperaceae	Palustre	Nativa	PA	46,47 ± 6,87	37,72 ± 4,59	27,40 ± 3,60	
<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Börner [= <i>Potamogeton pectinatus</i> (L.)]	Potamogetonaceae	Sumergida	Nativa	SU	6,00 ± 1,32	5,83 ± 2,24	3,50 ± 0,87	
Diversidad					1,73	1,87	1,75	
Equitatividad					0,78	0,78	0,80	
Riqueza					9,00	11,00	9,00	
% Total de cobertura relativa					53,33	76,70	45,00	

* las especies que no presentan E.E se debe a que solo se registraron en un mes de muestreo.

Anexo 4: Resultado de los GLMM para el efecto fijo uso del suelo y tramo, y los efectos aleatorios arroyos y mes en las métricas de MO, fostatos (PO₄), amonio (NH₄), OD, nitratos (NO₃) y DBO de los cuatro arroyos estudiados. Se muestra el mejor modelo, las variables explicativas, el valor estimado, el error estándar y su importancia (valor p y valor t) para cada modelo. Los valores en rojo corresponden a p-valores < 0,05.

Métricas	Mejor Modelo	Familia	Variables explicativas	Valor estimado	Valor t	Valor Pr(> z)
OD (mg/lit)	uso+tramo+(1 arroyo/mes)	Gamma	intercepto*	0,15 ± 0,02	6,16	7,04E-10
			Uso AU	0,03 ± 0,03	0,79	4,29E-01
			Tramo prebañado	0,01 ± 0,01	1,24	2,13E-01
			Tramo bañado	0,02 ± 0,01	1,80	7,10E-02
PO ₄ (mg P/lit)	uso+tramo+(1 arroyo/mes)	Gamma	intercepto*	7,43 ± 1,08	6,88	1.37E-12
			Uso AU	-6,00 ± 1,76	-3,42	6.350E-04
			Tramo prebañado	0,27 ± 0,11	2,38	0,02
			Tramo bañado	0,12 ± 0,10	1,15	2,49E-01
NO ₂ (mg N/lit)	tramo+(1 mes)	Gaussian	intercepto*	0,02 ± 0,01	2,12	0,02-0,01
			Tramo prebañado	0,01 ± 0,01	0,61	≈ 0,25
			Tramo bañado	0,04 ± 0,01	3,17	≈ 0,00
NH ₄ (mg N/lit)	uso+(1 mes)	Gamma	intercepto*	9,63 ± 2,32	4,19	2.77E-05
			Uso AU	-2,63 ± 1,16	-2,25	0,02
DBO (mg O ₂ /lit)	uso+tramo+(1 arroyo)	Gamma	intercepto*	0,09 ± 0,02	5,45	5,01E-08
			Uso AU	0,01 ± 0,02	0,59	0,55
			Tramo prebañado	-3,00E-03 ± 0,02	-0,16	0,87
			Tramo bañado	3,00E-03 ± 0,02	0,13	0,89
Ancho mojado (m)	uso+tramo+(1 arroyo/mes)	Gamma	intercepto*	0,21 ± 0,03	5,87	4,41E-09
			Uso AU	0,36 ± 0,05	6,59	4.49E-11
			Tramo prebañado	-0,08 ± 0,03	-2,86	0,00
			Tramo bañado	-0,09 ± 0,03	-3,39	7.07E-04
Limo (%)	tramo+uso+(1 arroyo)	Gamma	intercepto*	0,02 ± 2,00E-03	9,75	<2e-16
			Uso AU	-4,00E-03 ± 2,00E-03	-1,58	0,11
			Tramo bañado	6,00E-03 ± 3,00E-03	1,97	0,05
			Tramo prebañado	3.00E-03 ± 3,00E-03	0,95	0,34
Cobertura vegetal (%)	tramo+(1 arroyo/mes)	Gaussian	intercepto*	61,87 ± 4,30	14,50	< 1,00E-03
			Tramo prebañado	5,13 ± 3,44	1,49	0,1-0,05
			Tramo bañado	20,21 ± 3,40	5,94	< 1,00E-03
MO (%)	uso+tramo+uso*tramo+(1 arroyo/mes)	Gamma	intercepto*	0,09 ± 0,02	3,94	8,18E-05
			Uso AU	0,09 ± 0,03	2,78	5,00E-03
			Tramo prebañado	0,02 ± 0,01	1,96	0,05
			Tramo bañado	-2,00E-03 ± 0,01	-0,40	0,69
			UsoAU:Tramo prebañado	-0,08 ± 0,02	-3,77	1,65E-04
			Uso AU:Tramo bañado	-0,09 ± 0,02	-4,46	8,09E-06
TDS (mg/lit)	tramo+(1 arroyo/mes)	Gaussian	intercepto*	365,33 ± 38,42	9,27	< 5,00E-03
			Tramo prebañado	31,98 ± 11,54	2,77	5,00E-03 - 1,00E-3
			Tramo bañado	30,93 ± 11,54	2,68	5,00E-03

* Los niveles que se contemplan en el intercepto son: Uso AG y Tramo posbañado.

Anexo 5: Resumen de las medidas estadísticas obtenidas a partir de la concentración de metales traza en sedimento ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$) en los cuatros sitios y tres tramos en estudio: Media, Error Estándar (E.E), Valor Máximo (Max), Valor Mínimo (Min) y Factor de Concentración (FC). *Niveles Guía: Pauta de Calidad del Sedimento Provisional (ISQG), Nivel de Efecto Probable (PEL) (Environment Canada – CCEM, 2002).

Arroyo	Tramo	n	Usos del suelo	Cu ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$)			FC-Cu
				Media \pm E.E	Max	Min	
del Gato	Prebañado	18	AU	22,41 \pm 0,94	23,86	19,66	0,63
	Bañado	18		62,59 \pm 3,91	72,49	50,57	1,75
	Posbañado	18		23,66 \pm 3,08	29,38	18,80	0,66
Carnaval	Prebañado	18	AU	20,25 \pm 3,82	26,71	13,49	0,57
	Bañado	18		13,56 \pm 1,89	16,31	8,00	0,38
	Posbañado	18		nd			
Cajaravillas	Prebañado	18	AG	9,52 \pm 0,40	9,92	9,12	0,27
	Bañado	18		12,02 \pm 1,81	17,03	7,64	0,34
	Posbañado	18		14,05 \pm 3,67	24,10	7,79	0,35
Chubichaminí	Prebañado	18	AG	6,56 \pm 2,25	10,75	3,02	0,18
	Bañado	18		15,25 \pm 1,06	16,32	14,19	0,43
	Posbañado	18		7,53 \pm 1,51	9,05	6,01	0,21
*ISQG							35,70
*PEL							197,00

Arroyo	Tramo	n	Usos del suelo	Cr ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$)			FC-Cr
				Media \pm E.E	Max	Min	
del Gato	Prebañado	18	AU	nd			
	Bañado	18		23,90 \pm 2,91	26,92	20,99	0,67
	Posbañado	18		18,98 \pm 2,59	24,15	16,20	0,53
Carnaval	Prebañado	18	AU	27,57 \pm 3,92	32,81	19,89	0,77
	Bañado	18		nd			
	Posbañado	18		31,76 \pm 7,33	39,09	24,43	0,89
Cajaravillas	Prebañado	18	AG	31,98 \pm 4,94	40,01	22,97	0,90
	Bañado	18		nd			
	Posbañado	18		nd			
Chubichaminí	Prebañado	18	AG	nd			
	Bañado	18		nd			
	Posbañado	18		34,98 \pm 1,05	36,03	33,93	0,98
*ISQG							37,30
*PEL							90,00

Arroyo	Tramo	n	Usos del suelo	Zn (mg*Kg-1)			FC-Zn
				Media \pm E.E	Max	Min	
del Gato	Prebañado	18	AU	50,76 \pm 3,82	58,43	40,75	0,41
	Bañado	18		47,07 \pm 6,86	72,35	36,00	0,38
	Posbañado	18		52,53 \pm 7,09	68,73	39,06	0,43
Carnaval	Prebañado	18	AU	80,54 \pm 2,71	85,45	76,08	0,65
	Bañado	18		54,32 \pm 8,32	81,46	31,29	0,44
	Posbañado	18		55,29 \pm 7,11	71,19	40,65	0,45
Cajaravillas	Prebañado	18	AG	47,37 \pm 7,53	57,47	32,65	0,39
	Bañado	18		63,02 \pm 5,15	72,84	52,15	0,51
	Posbañado	18		57,81 \pm 9,93	80,99	35,29	0,47
Chubichaminí	Prebañado	18	AG	34,67 \pm 3,94	38,64	26,77	0,28
	Bañado	18		64,75 \pm 10,02	74,77	54,73	0,53
	Posbañado	18		24,22 \pm 3,37	32,92	16,71	0,20
	*ISQG						123,00
	*PEL						315,00

nd: Concentraciones por debajo del límite de detección

Anexo 6: Promedio, Error Estándar (E.E) y rangos de las concentraciones Cr, Cu y Zn ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$ de peso seco) en 8 especies de 2 tipos biológicos (TIBI) de macrófitas palustres (P) y flotantes arraigadas (F), correspondientes a los distintos sitios de estudio. Las diferencias en el número de muestras (n) se debe a la imposibilidad de detección de algunas de ellas.

A° del Gato										
	Tramo	Cr			Cu			Zn		
TIBI	PREBAÑADO	Media \pm E.E	Max	Min	Media \pm E.E	Max	Min	Media \pm E.E	Max	Min
P	<i>T. latifolia</i> (n=18)	8,82 \pm 2,3	37,59	6,52	7,73 \pm 4,84	12,6	2,89	18,77 \pm 1,96	24,61	16,22
F	<i>P. punctatum</i> (n=12)	9,28 \pm 3,90	12,04	6,52	9,79 \pm 2,82	12,61	6,97	33,11 \pm 3,00	40,61	26,39
	BAÑADO	Media \pm E.E	Max	Min	Media \pm E.E	Max	Min	Media \pm E.E	Max	Min
P	<i>T. latifolia</i> (n=9)	38,8*			6,32*			22,56 \pm 4,36	26,92	18,20
	<i>S. montevidensis</i> (n=6)	7,25*			11,56*			17,76 \pm 11,93	29,69	5,82
F	<i>P. punctatum</i> (n=1)	nd			nd			40,57*		
	<i>H. bonariensis</i> (n=15)	nd			14,92 \pm 4,37	19,30	10,55	49,35 \pm 4,68	59,40	35,51
	POSBAÑADO	Media \pm E.E	Max	Min	Media \pm E.E	Max	Min	Media \pm E.E	Max	Min
P	<i>T. latifolia</i> (n=6)	16,16*			nd			48,55*		
	<i>E. bonaeriensis</i> (n=9)	nd			17,85 \pm 12,48	30,33	5,36	24,01 \pm 5,44	34,84	17,71
F	<i>P. punctatum</i> (n=9)	nd			4,31*			34,51 \pm 4,04	42,28	28,69
	<i>H. bonariensis</i> (n=9)	nd			13,36 \pm 3,34	16,70	10,01	39,81 \pm 9,28	49,39	21,25

A° Carnaval										
	Tramo	Cr			Cu			Zn		
TIBI	PREBAÑADO	Media \pm E.E	Max	Min	Media \pm E.E	Max	Min	Media \pm E.E	Max	Min
P	<i>T. latifolia</i> (n=18)	nd			6,73 \pm 4,61	11,33	0,98	18,93 \pm 1,36	24,40	15,92
F	<i>P. punctatum</i> (n=9)	5,44 \pm 1,96	7,41	3,48	5,30 \pm 4,00	9,30	1,29	29,4 \pm 4,96	37,41	20,34
	<i>H. bonariensis</i> (n=3)	nd			nd			57,47*		
	<i>L. peploides</i> (n=6)	nd			9,30			46,81 \pm 11,34	58,15	35,47
	BAÑADO	Media \pm E.E	Max	Min	Media \pm E.E	Max	Min	Media \pm E.E	Max	Min
P	<i>T. latifolia</i> (n=18)	24,36 \pm 6,72	31,09	2,17	17,84 \pm 10,10	31,09	10,89	22,02 \pm 2,41	28,55	13,50
F	<i>P. punctatum</i> (n=9)	nd			nd			38,73 \pm 2,97	41,70	35,76
	<i>H. bonariensis</i> (n=9)	nd			17,63 \pm 2,35	19,96	15,29	50,09 \pm 6,26	70,04	48,34
	POSBAÑADO	Media \pm E.E	Max	Min	Media \pm E.E	Max	Min	Media \pm E.E	Max	Min
P	<i>T. latifolia</i> (n=18)	25,44 \pm 14,62	40,06	10,81	25,14 \pm 14,92	40,06	2,36	19,36 \pm 1,14	22,14	16,85
F	<i>P. punctatum</i> (n=9)	nd			8,96*			33,24 \pm 3,02	38,86	28,50
	<i>H. bonariensis</i> (n=3)	nd			nd			nd		
	<i>L. peploides</i> (n=6)	nd			12,33 \pm 1,82	14,15	10,51	42,71 \pm 11,34	54,05	31,36

A° Cajaravillas										
	Tramo	Cr			Cu			Zn		
TIBI	PREBAÑADO	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min
P	<i>T. latifolia</i> (n=3)	nd			nd			nd		
	<i>I.pseudacorus</i> (n=15)	nd			10,88			21,67 ± 2,37	26,24	16,77
F	<i>H.bonariensis</i> (n=12)	28,38*			15,79 ± 6,31	28,37	8,75	46,68 ± 4,88	59,65	38,62
	<i>L. peploides</i> (n=6)	nd			12,90*			32,12 ± 9,00	41,19	23,05
	BAÑADO	Media ± E,E	Max	Min	Media ± E,E	Max	Min	Media ± E,E	Max	Min
P	<i>T. latifolia</i> (n=3)	nd			nd			19,47*		
	<i>I.pseudacorus</i> (n=15)	nd			7,32 ± 1,56	8,88	5,77	18,55 ± 2,15	23,44	15,36
F	<i>P. punctatum</i> (n=3)	nd			nd			27,68*		
	<i>H.bonariensis</i> (n=12)	4,96*			22,78 ± 8,57	31,35	14,21	42,93 ± 5,00	49,30	33,07
	<i>L. peploides</i> (n=3)	nd			13,40*			31,24*		
	POSBAÑADO	Media ± E,E	Max	Min	Media ± E,E	Max	Min	Media ± E,E	Max	Min
P	<i>I.pseudacorus</i> (n=12)	nd			2,25 ± 0,79	3,045	1,46	15,33 ± 0,59	16,09	13,57
	<i>S. californicus</i> (n=6)	19,68 ± 12,08	31,76	7,61	1,66*			17,88*		
F	<i>P. punctatum</i> (n=3)	nd			nd			28,51*		
	<i>H.bonariensis</i> (n=9)	nd			29,30*			36,50 ± 7,40	50,02	24,51
	<i>L. peploides</i> (n=6)	nd			nd			25,53 ± 4,57	30,10	20,96

A° Chubichamini										
	Tramo	Cr			Cu			Zn		
TIBI	PREBAÑADO	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min	Media ± E.E	Max	Min
P	<i>S. californicus</i> (n=18)	74,57 ± 21,80	96,38	52,77	6,12 ± 3,01	10,89	2,67	16,37 ± 2,06	18,90	12,29
F	<i>L. peploides</i> (n=15)	nd			7,36 ± 2,85	10,21	4,51	20,73 ± 3,60	26,20	10,43
	BAÑADO	Media ± E,E	Max	Min	Media ± E,S	Max	Min	Media ± E,E	Max	Min
P	<i>S. californicus</i> (n=18)	25,54 ± 7,75	34,96	10,17	10,72 ± 5,69	25,96	1,53	18,38 ± 2,18	27,62	11,77
F	<i>P. punctatum</i> (n=3)	nd			nd			23,58*		
	<i>H.bonariensis</i> (n=3)	nd			7,02*			73,83*		
	<i>L. peploides</i> (n=12)	36,01*			23,49 ± 12,52	36,01	10,96	32,47 ± 5,37	48,17	23,93
	POSBAÑADO	Media ± E,E	Max	Min	Media ± E,E	Max	Min	Media ± E,E	Max	Min
P	<i>S. californicus</i> (n=18)	25,54 ± 7,75	34,96	10,17	12,85 ± 7,51	34,93	1,90	15,75 ± 2,07	18,9	10,43
F	<i>H.bonariensis</i> (n=6)	nd			nd			41,28*		
	<i>L. peploides</i> (n=12)	31,40 ± 19,81	51,21	11,59	27,22 ± 23,99	51,21	3,23	21,97 ± 3,00	30,74	17,07

* sólo una muestra fue detectable.

ANEXO 7: Lista de los taxa registrados en el ensamble de invertebrados presentes en la vegetación y en el sedimento de cuatros humedales pampeanos, durante 6 meses del año 2017 (marzo-mayo-junio-septiembre-octubre-diciembre), NE de la provincia de Buenos Aires. Se detalla el Grupo Funcional Alimentario (GFA) y el Valor de sensibilidad ecológica (Vx) para cada taxa.

Filo (u Orden)	Familia	Taxa	GFA	Vx
Turbelaria	Dugesiidae	<i>Girardia</i> spp.	P	0,5
		indet.	P	
Nemertea		indet.	P	
Nematoda	Dorylaimido	indet.	NO	1,56
Oligochaeta	Naididae Tubificinae		C-r	0,10
	Tubificinae			
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparède, 1862)		C-r	0,10
	<i>Limnodrilus udekemianus</i> (Claparède, 1862)		C-r	0,10
	<i>Limnodrilus neotropicus</i> (Cernosvitov, 1939)		C-r	0,10
	<i>Aulodrilus pigueti</i> (Kowalewski, 1914)		C-r	0,10
	<i>Tubifex tubifex</i> (Müller, 1774)		C-r	0,10
	<i>Bothrioneurum americanum</i> (Beddard, 1894)		C-r	0,10
	Naididae Naidinae			
	<i>Dero pectinata</i> (Aiyer, 1930)		C-r	0,10
	<i>Dero obtusa</i> (d'Udekem, 1855)		C-r	0,10
	<i>Dero digitata</i> (Müller, 1773)		C-r	0,10
	<i>Dero multibranchiata</i> (Stieren, 1892)		C-r	0,10
	<i>Aulophorus furcatus</i> (Oken, 1815)		C-r	0,10
	<i>Aulophorus costatus</i> (Marcus, 1944)		C-r	0,10
	<i>Bratislavia unidentata</i> (Harman, 1973)		C-r	0,10
	<i>Stylaria fossularis</i> (Leidy, 1852)		C-r	0,10
	<i>Stephensoniana trivandranana</i> (Aiyer, 1926)		C-r	0,10
	<i>Haemonais waldvogeli</i> (Bretscher, 1900)		C-r	0,10

	<i>Slavina isochoeta</i> (Cernosvitov, 1939)	C-r	0,10
	<i>Slavina evelinae</i> (Marcus, 1942)	C-r	0,10
	<i>Slavina appendiculata</i> (Udekem, 1855)	C-r	0,10
	<i>Nais communis</i> (Piguet, 1906)	C-r	0,10
	<i>Nais variabilis</i> (Piguet, 1906)	C-r	0,10
	<i>Nais pardalis</i> (Piguet, 1906)	C-r	0,10
	Naididae Pristininae	C-r	0,10
	<i>Pristina acuminata</i> (Liang, 1958)	C-r	0,10
	<i>Pristina aequisetata</i> (Bourne, 1891)	C-r	0,10
	<i>Pristina jenkinae</i> (Stephenson, 1931)	C-r	0,10
	<i>Pristina americana</i> (Cernosvitov, 1937)	C-r	0,10
	<i>Pristina longidentata</i> (Harman, 1965)	C-r	0,10
	<i>Pristina leidyi</i> (Smith, 1896)	C-r	0,10
	<i>Pristina osborni</i> (Walton, 1906)	C-r	0,10
	<i>Pristina biserrata</i> (Chen, 1940)	C-r	0,10
	<i>Pristina longisoma</i> (Harman, 1977)	C-r	0,10
	<i>Pristina proboscidea</i> (Beddard, 1896)	C-r	0,10
	Opistocystidae	C-r	
	<i>Trieminentia corderoi</i> (Harman, 1969)	C-r	0,10
	Enchytraeidae	C-r	0,10
	Enchytraeidae sp 2	C-r	0,10
	Enchytraeidae sp 3	C-r	0,10
	Enchytraeidae sp 4	C-r	0,10
	Enchytraeidae sp 5	C-r	0,10
	Polychaeta Aeolosomatidae	C-r	
	<i>Aeolosoma</i> sp.	C-r	0,10
Hirudinea	<i>Helobdella</i> spp.	P	0,55
Bivalvia	<i>Pisidium</i> spp.	C-f	0,55
	<i>Musculium</i> spp.	C-f	0,55
	<i>Eupera</i> spp.	C-f	0,55
	<i>Diplodon</i> spp.	C-f	0,55
	<i>Biomphalaria</i> spp.	Ra	0,55
	<i>Physa</i> spp.	Ra	0,55
	<i>Hebetancylus</i> spp.	Ra	0,55

Gasteropoda		<i>Uncancylus concentricus</i> (d'Orbigny, 1835)	Ra	0,55
		<i>Pomacea canaliculata</i> (Lamarck, 1822)	Ra	0,55
		<i>Drepanotrema</i> spp.	Ra	0,55
		<i>Heleobia</i> spp.	Ra	0,55
Crustacea	Hyalloidea	<i>Hyalella curvispiina</i> (Shoemaker, 1942)	De	0,90
	Trichodactylidae	<i>Sylviocarcinus camerani</i> (Nobili, 1896)	C-r	1,50
	Palaemonidae	<i>Palaemon argentinus</i> (Nobili, 1901)	C-r	1,50
	Brachiura	<i>Argulus</i> spp.	C-r	
	Isopoda	<i>Fritzianira</i> spp. (Müller, 1892)	De	0,70
	Cladocera	<i>Daphnia</i> spp.	C-f	0,35
	Cyclopoida		C-f	0,35
	Calanoida		C-f	0,35
	Ostracoda		C-f	0,40
Collembola	Isotomidae		C-r	0,20
	Entomobridae		C-r	0,20
	Sminthuridae		C-r	0,20
	Poduridae		C-r	0,20
Odonata	Coenagrionidae	<i>Coenagrion</i> spp.	P	1,40
	Libellulidae	<i>Tramea</i> ssp.	P	1,40
		<i>Orthemis nodiplaga</i> (Karsch, 1891)	P	1,40
		<i>Perithemis</i> spp.	P	1,40
		<i>Erythemis</i> spp.	P	1,40
		<i>Micrathyria</i> spp.	P	1,40
		<i>Erythodiplax</i> spp.	P	1,40
	Aeshnidae	<i>Rhionaeshna bonariensis</i> (Rambur, 1842)	P	1,40
Epheme- roptera	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	C-r	1,50
	Polymitarsidae	<i>Campsurus</i> sp.	C-f	1,50
	Baetidae	<i>Americabaetis</i> sp.	C-r	1,50
Diptera	Chironomidae (larvas y pupas)	<i>Apedilum</i> spp.	C-r	0,35
		<i>Chironomus</i> spp.	C-r	0,35
		<i>Dicrotendipes</i> spp.	C-r	0,35
		<i>Goeldichironomus</i> spp.	C-r	0,35
		<i>Parachironomus</i> spp.	C-r	0,35

	<i>Paratanytarsus</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Polypedilum</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Rheotanytarsus</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Tanytarsus</i> (1) spp.	C-r	0,35
	Tanytarsini (2) spp.	C-r	0,35
	<i>Ablabesmyia</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Coelotanypus</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Labrundinia</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Metapelopia</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Monopelopia</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Tanypus</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Allocladius</i> spp.	C-r	0,35
	Orthocl. Indet	C-r	0,35
	<i>Corynoneura</i> sp 1.	C-r	0,35
	<i>Corynonura</i> sp 2.	C-r	0,35
	<i>Cricotopus</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Limnophyes</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Metriocnemus</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Thienemanniella</i> spp.	C-r	0,35
	<i>Pseudosmittia</i> spp.	C-r	0,35
	Scatophagidae (pupa)	P	
	Syrphidae (larva)	C-r	
	Phoridae (pupa)	no	
	Tabanidae (larva y pupa)	P	0,30
	Ceratopogonidae (larva)	C-r	0,40
	Sciomyzidae (larva y pupa)	P	
	Ephydridae (larva y pupa)	C-r	0,20
	Culicidae (larva)	C-f	0,30
	Simil Tabanidae	P	
	Dolichopodidae (larva)	P	
	Simulidae (larva y pupa)	C-f	1,70
	Phychodidae (larva y pupa)	C-r	0,10
	Muscidae (larva y pupa)	P	

pupa Brachycera morfo1		no	
pupa Brachycera morfo2		no	
pupa Brachycera morfo3		no	
pupa Brachycera morfo4		no	
pupa Brachycera morfo5		no	
pupa Brachycera morfo6		no	
pupa Brachycera morfo7		no	
Drosophilidae (pupa)		no	
Cecidomyiidae (larva)			
Rhagionidae (larva)		P	
Tipulidae (larva)		De	0,30
larva Brachyera morfo 1			
larva Brachyera morfo 2			
larva no ident.			
Scatopsidae (larva)		C-r	
Stratyomidae (larva)		C-r	0,20

Hemiptera-Heteroptera	Hebridae		P	0,80	
	Hydrometridae		P	0,80	
	Macroveliidae		P	0,80	
	Mesoveliidae		P	0,80	
	Veliidae		P	0,80	
	Belostomidae	<i>Belostoma sp.</i>		P	0,80
	Corixidae	<i>Tricocorixa sp.</i>		P	0,80

	<i>Tenagobia</i> sp.	P	0,80
	<i>Sigara</i> sp.	P-H	0,80
Pleidae	<i>Notonecta</i> sp.	P	0,80
	<i>Neotrepes</i> sp.	P	0,80
	<i>Neoplea</i> sp.	P	0,80
Notonectidae		P	0,80
Octheridae		P	0,80
Hemiptera (ninfa no indet.)			0,80

Lepidoptera	<i>Petrophila</i> spp.	De	
--------------------	------------------------	----	--

Acari	Hydrachnidia		0,30
--------------	--------------	--	------

Coleoptera	Noteridae (adultos)	<i>Pronoterus</i> spp.	P	0,35	
		<i>Notomicrus</i> spp.	P	0,35	
		<i>Suphis</i> spp.	P	0,35	
		<i>Suphisselus</i> spp.	P	0,35	
		<i>Hydrocanthus</i> spp.	P	0,35	
		<i>Mesonoterus</i> spp.	P	0,35	
		<i>Derallus</i> spp.	C-r	0,35	
	Hydrophilidae (larvas y adultos)	<i>Berosus</i> spp	C-r (adulto);P (larva)	0,35	
		<i>Enochrus</i> spp.	C-r	0,35	
		<i>Hydrobius</i> spp.	C-r	0,35	
		<i>Paracymus</i> spp.	C-r	0,35	
		<i>Hydrochus</i> spp.	C-r	0,35	
		<i>Helochares</i> spp.	P	0,35	
		<i>Anacaena</i> spp.	C-r	0,35	
		<i>Tropisternus</i> spp.	C-r	0,35	
		Dytiscidae (larvas y adultos)	<i>Desmopacria</i> spp.	P	0,35
			<i>Liodessus</i> spp.	P	0,35
	<i>Hydrodytes</i> spp.		P	0,35	
	<i>Laccodytes</i> spp.		P	0,35	
	<i>Laccophilus</i> spp.		P	0,35	
<i>Laccornellus</i> spp.	P		0,35		
<i>Thermonectus</i> spp.	P		0,35		
<i>Copelatus</i> spp.	P		0,35		
<i>Ranthus</i> spp.	P		0,35		
Elmidae		C-r	0,35		
Staphilinidae (larva)	<i>Stenus</i> spp.		0,35		

	Scirtidae (larva)	Scirtes spp.	C-r	0,35
	Hydraenidae (adulto)	<i>Parhydraenida</i> spp.	C-r	0,35
Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i> spp.	P-H	1,55
		<i>Oxyethira</i> spp.	C-f	1,55

ANEXO 8: Resultado de los Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) y Modelos Lineales Generalizados (GLM) para las variables respuesta Riqueza Taxonómica (S), densidad (d) en vegetación, densidad (d) en sedimento, OCH, H', IBPamp, IMRP, Predadores (%) y Desmenuzadores (%); y los efectos fijos "Uso", "Tramo", OD (Oxígeno Disuelto mg/L), SST (Sólidos Suspendidos Totales, mg/L), NH₄ (amonio, mgN/L), NO₂ (nitritos, mgN/L), DBO (mg O₂/L), cobertura de macrófitas (%), profundidad media (m), % arcillas, % limo, Cu en sedimento (mg Cu/Kg en sedimento), Zn en sedimento (mg Zn/Kg en sedimento), Cr en sedimento (mg Cr/Kg en sedimento); y el efecto aleatorio Arroyo, en los 12 sitios estudiados durante los 6 meses (2017). Se exhibe el mejor modelo, las variables explicativas, la familia utilizada, el valor estimado, el error estándar y su importancia (valor p y valor t) para cada modelo. Los valores en rojo corresponden a p-valores < 0,05.

Metricas	Mejor Modelo	VariabEs Explicativas	Coeficientes del modelo			
			Familia	Valor Estimado	Valor t	Valor Pr(> z)
S	tramo+(1 arroyo)	Intercepto*	Gamma	0,02	17,44	< 2,00E-16
		Tramo prebañado		2,00E-03	3,20	1,00E-03
		Tramo bañado		1,00E-03	1,74	0,08
d vegetación	tramo	Intercepto*	Gaussian	-0,75	-4,23	< 0,05
		Tramo prebañado		-0,02	-0,87	> 0,05
		Tramo bañado		0,01	0,40	> 0,05
d sedimento	tramo	Intercepto*	Gaussian	3,14	0,63	> 0,05
		Tramo prebañado		6,17	0,88	> 0,05
		Tramo bañado		2,71	0,39	> 0,05
OCH	uso+tramo+(1 arroyo)	Intercepto*	Gamma	0,05	4,58	4,57E-06
		uso AU		0,04	2,35	0,02
		Tramo prebañado		0,03	2,81	5,00E-03
		Tramo bañado		0,00	0,18	0,86
OCH	NH4+DBO+cobertura de macrofitas+SST+profundidad media+% arcillas+Cu en sedimento+(1 arroyo)	Intercepto*	Gamma	1,03E-01	3,83	1,30E-04
		NH4		2,95E-01	283,04	< 2,00E-16
		DBO		-11,49	-66,38	< 2,00E-16
		cobertura de macrofitas		-0,05	-3,34	8,40E-04
		SST		0,17	13,78	< 2,00E-16
		Profundidad media		235,80	326,57	< 2,00E-16
		% arcillas		0,60	36,99	< 2,00E-16
		Cu en sedimento		-3,39	-170,93	< 2,00E-16
		H'	uso+tramo+uso*tramo+(1 arroyo)	Intercepto*	Gamma	0,52
uso AU				-0,01	-0,09	0,92
Tramo prebañado				-0,04	-0,70	0,48
Tramo bañado				0,15	2,34	0,02
uso AU:Tramo prebañado				0,10	1,28	0,20
uso AU:Tramo bañado				-0,19	-2,33	0,02
SST				1,00E-03	3,26	< 2,00E-16
IBPamp	uso+tramo	Intercepto*	Gamma	1,10E+04	22,00	1,92E-08
		uso AU		-2,72E-16	0,00	1,00
		Tramo prebañado		-5,00E-01	-0,82	0,44
		Tramo bañado		-5,00E-01	-0,82	0,44
IBPamp	NO2+cobertura de macrofitas+SST+pofundidad media+% arcillas+Zn en sedimento+(1 arroyo)	Intercepto*	Gamma	6,14E-02	4,43	9,38E-06
		NO2		8,14E-02	2,87	4,00E-03
		Cobertura de macrofitas		1,44E-03	17,24	< 2,00E-16
		SST		-3,80E-04	-14,21	< 2,00E-16
		Pofundidad media		-3,88E-02	-5,56	2,66E-08
		% arcillas		4,36E-04	5,29	1,22E-07
		Zn en sedimento		-8,39E-04	-10,65	< 2,00E-16
IMRP	uso+tramo	Intercepto*	Gamma	0,06	17,91	9,68E-08
		uso AU		0,02	4,33	2,00E-03
		Tramo prebañado		0,01	2,78	0,02
		Tramo bañado		0,01	1,83	0,10
IMRP	Cobertura de macrofitas+% limo+OD+Cr en sedimento+(1 arroyo)	Intercepto*	Gamma	2,05E-01	17,70	< 2,00E-16
		Cobertura de macrofitas		2,19E-04	4,76	1,94E-06
		% limo		-8,71E-04	-12,95	< 2,00E-16
		OD		-1,25E-02	-11,77	< 2,00E-16
		Cr en sedimento		-1,11E-03	-7,70	1,37E-14
Predadores (%)	uso+tramo+uso*tramo+(1 arroyo)	Intercepto*	Gamma	0,06	2,75	0,01
		uso AU		0,03	1,00	0,31
		Tramo prebañado		0,02	1,52	0,13
		Tramo bañado		5,00E-03	0,54	0,59
		Tramo prebañado		0,04	1,02	0,31
		uso AU:Tramo bañado		-0,05	-2,34	0,02
Predadores (%)	Pofundidad media+Cu en sedimento+NO2+(1 arroyo)	Intercepto*	Gamma	0,08	2,04	0,04
		Pofundidad media		0,11	3,62	2,90E-04
		Cu en sedimento		-3,00E-03	-7,10	1,23E-12
		NO2		0,77	2,85	4,4E-02
Desmenuzadores (%)	uso+tramo	Intercepto*	Gamma	0,07	1,69	0,13
		uso AU		0,01	0,34	0,74
		Tramo prebañado		3,00E-03	0,05	0,96
		Tramo bañado		-0,01	-0,28	0,79
Desmenuzadores (%)	OD+Zn en sedimento	Intercepto*	Gamma	0,06	0,81	0,44
		OD		0,04	2,77	0,02
		Zn en sedimento		-4,00E-03	-2,26	0,05

*El nivel que se contempla en el intercepto es: Uso AG: Tramo posbañado