Facultad de Ciencias Naturales y Museo
Universidad Nacional de La Plata
2022

Estudio de las tramas tróficas de macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial del área pampeana con diferentes usos del suelo

Lic. Paula Daniela Altieri

Director y directora
Alberto Rodrigues Capítulo
Carolina Ocon

Trabajo de tesis para optar por el título de Doctora en Ciencias Naturales

Estudio de las tramas tróficas de macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial del área pampeana con diferentes usos del suelo

Lic. Paula Daniela Altieri

Trabajo de tesis para optar por el título de Doctora en Ciencias Naturales

Director y directora

Alberto Rodrigues Capítulo

Carolina Ocon

Año 2022

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

Facultad de Ciencias Naturales y Museo

Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet
CONICET La Plata
FCNyM (UNLP)

Agradecimientos

Quiero agradecer a las personas que estuvieron acompañándome estos años y gracias a quienes fue posible el desarrollo de esta tesis:

A mis directores, Caro y Alberto, por darme un lugar en el laboratorio y la oportunidad de llevar a cabo esta tesis. Gracias por acompañarme y confiar en mí durante este camino y por darme la libertad para equivocarme, aprender y encarar nuevos proyectos. Gracias, Caro, por todo el cariño de estos años, el apoyo y las charlas compartidas en el despacho.
A todxs lxs integrantes del ILPLA, por las buenas energías y el apoyo de siempre, en especial a la "juventud" por cada birra y consejo compartido.
A mis compas de laboratorio, Euge, Pacha, Guri, Bian, Sabri, Laura, Pili, Coni y Leda, y a las amigas caracoleras que me deja Bentos, Kari, Ani, Caro y Estef. Gracias, chicas, por dejarme ser parte de lo que era un proyecto científico y se transformó en un grupo de amigas, gracias por estar ahí siempre para darme los consejos justos. Gracias, Guri, por las largas jornadas de compañía en la lupa, identificando a la par y manteniéndome al día con el reggaetón. Gracias, Euge, por las charlas de lo que sea, por contagiarme esa alegría y disfrute por las pequeñas cosas; hermoso haber podido conocerte y compartir estos meses.
A Estef, guía fundamental de este recorrido, estando desde mis comienzos en el ILPLA, enseñándome e incluyéndome desde el primer día. Gracias por tu amistad y por todo lo que me enseñaste estos años entre risas, mates y birras.
A Mari Arias, por el apoyo estos últimos años, gracias por la manija hermosa que transmitís, por todas las charlas compartidas y por tu buena onda de siempre. A Lu, por este año de trabajo a la par, gracias por mostrarme tu forma de reflexionar sobre las cosas. Aprendo muchísimo de ambas.
A Mechi, Juaco, Ro, Santi y Belu, por todas las birras compartidas, las caminatas de pandemia y las muchas charlas y consejos que me ayudaron en el recorrido de la tesis. Gracias por cada consejo y por hacer de las anécdotas algo más divertido.
A Pali, por la ayuda enorme con las campañas y la energía y buena onda que le ponés, a cada salida. A Jorge, por los análisis de laboratorio y a Augusto, por las determinaciones taxonómicas.
A mis compañerxs del área de extensión y comunicación, Fer, Javi, Caro, Mechi, Bian y Maxi, con lxs cuales disfruté y aprendí mucho.
A a todo el colectivo de Exploracuátic@s y Lagunas por cada jornada compartida. Gracias, Javi, Fer y Andre, por dejarme ser parte y acercarme a lo hermoso de la extensión.
A la Escuela de Campo Media, que me dio un lugar estos últimos años para discutir la importancia de nuestra formación de campo. A Tomi, Marquitos, Nacho, Juanma y Euge, "grupo acuático", por transmitir con lxs estudiantes lo hermoso de la Limnología.
A Ioar y Aitor, que me recibieron en Bilbao y de los cuales a pesar de la virtualidad aprendí muchísimo y encontré un foco de motivación. Gracias, Ioar, por la amistad y contención que me diste. A Gabriel, por darme un lugar en Bogotá y permitirme conocer y enamorarme de Colombia el tiempo que lo necesite.

A lxs cumpas, Cami, Facu, Pipi, Dani, Yani, Fran, Flori, Juanma, Joaco, Chuli, Seba, Yas, Juli y Lau, por cruzarse en mi camino desde primero de la facu y estar ahí para compartir cumpaditas llenas de comida, charlas, reflexiones, risas y alguna que otra lágrima, gracias por hacer este camino más fácil.
A Juanma, por cada abrazo, charla y risa compartida. Gracias por bancar mis descargos, escuchándome y acompañándome siempre, gracias amigo.
A Laurita, por las horas de llamadas haciendo que las distancias se achiquen. Gracias, amiga, por escucharme siempre y por las terapias entre risas compartidas. Gracias, Juli y Flor, por las charlas y encuentros de estos últimos años que, a pesar de la distancia, siempre estuvieron llenos de confianza y amor.
A, Flori y a Chimi, por ser amistad, compañía y apoyo estos años.
Al deporte universitario por acercarme a la mejor banda de amigas, gracias por estar siempre ahí, por tanta risa, consejo y amistad. Por distraerme en los momentos tristes y hacer más felices los buenos.
A todas las amistades que fueron mi familia platense en este recorrido, ¡gracias!

A toda mi familia por confiar siempre en mí y hacerme sentir que soy capaz. A mi mamá, mi papá, Pabli y Pame, por apoyarme y ayudarme con mucho amor y energía en mis decisiones.
A mis tixs y primxs, que aunque estén repartidos por el mundo siempre los siento cerquita.
A mis abuelas, Alicia y Marta y a mi abuelo Werner, por ponerse tan felices en cada logro, sé que mucho de este camino es gracias a ustedes. Gracias, familia, por empaparme siempre de amor.
A Caro, Juanchi, Clari y Bato, Juli y Juani, por darme un lugar en sus familias hermosas.
A Pame y Pei, pilares de esta tesis y de mi día a día.
Gracias, Pame, por todo, absolutamente todo, por apoyarme siempre, por transmitirme pasión y recordarme que hago las cosas para disfrutarlas. Por darme un lugar con Abremente, que me mantuvo curioseando por otras ramas de la biología. Por haber leído toda la tesis, corrigiendo la redacción y haciéndola más fluida.
A Pei, mi compañero de vida, aventuras y desafíos, gracias por recorrer conmigo este camino de altas y bajas que implicó la tesis. Gracias por estar en todo momento para decirme el consejo justo, desenroscarme y sacarme esas sonrisas que vos solo conseguís.

A los jurados de la tesis, Florencia Zilli, Carlos Molineri y Luis Epele, por sus aportes y sugerencias que enriquecieron el manuscrito final.

A la Universidad Nacional de La Plata y a la educación pública y gratuita, por permitir mi formación de grado y posgrado. Y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), por brindarme la beca estos años para poder realizar el doctorado.

Índice

Resumen 3
Abstract 7
1. Introducción 11
1.1. Estructura de la tesis 11
1.2. Marco teórico 11
1.3. Objetivos e hipótesis generales 17
2. Área de estudio 19
2.1. Descripción de la región 19
2.2. Sistemas arroyo-bañado analizados 24
2.2.1. Bañados periurbanos con uso del suelo agrícola intensivo 26
2.2.2. Bañados rurales con uso del suelo ganadero extensivo 30
3. Materiales y métodos 33
3.1. Caracterización ambiental 33
3.1.1. Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos 33
3.1.2. Materia orgánica y granulometría del sedimento 34
3.1.3. Cobertura de macrófitas 34
3.2. Ensamble de macroinvertebrados 35
3.2.1. Muestreo y procesamiento 35
3.2.2. Métricas estructurales del ensamble 36
3.2.3. Métricas funcionales del ensamble 37
3.3. Estructura trófica 38
3.3.1. Análisis de contenidos digestivos 38
3.3.2. Atributos tróficos 39
3.4. Análisis estadísticos generales 40
4. Efectos del uso del suelo en bañados de desborde fluvial pampeanos 43
4.1. Introducción 43
4.2. Objetivos e hipótesis 45
4.3. Metodología específica 46
4.3.1. Diseño de muestreo 46
4.3.2. Caracterización ambiental 46
4.3.3. Ensamble de macroinvertebrados 47
4.3.4. Estructura trófica 47
4.3.5. Análisis estadísticos 47
4.4. Resultados 49
4.4.1. Caracterización ambiental 49
4.4.2. Ensamble de macroinvertebrados 54
4.4.3. Estructura trófica 60
4.4.4. Relación entre variables ambientales y macroinvertebrados 66
4.5. Discusión 67
4.6. Conclusión 73
5. Influencia de un periodo de sequía en bañados de desborde fluvial pampeanos 74
5.1. Introducción 74

5.2. Objetivos e hipótesis 75
5.3. Metodología específica 76
5.3.1. Diseño de muestreo 76
5.3.2. Caracterización ambiental 77
5.3.3. Ensamble de macroinvertebrados 78
5.3.4. Estructura trófica 78
5.3.5. Análisis estadísticos 78
5.4. Resultados 79
5.4.1. Caracterización ambiental 79
5.4.2. Ensamble de macroinvertebrados 82
5.4.3. Estructura trófica 86
5.5. Discusión 93
5.6. Conclusión 97
6. Importancia de los bañados en los cursos de agua 98
6.1. Introducción 98
6.2. Objetivos e hipótesis 99
6.3. Metodología específica 100
6.3.1. Diseño de muestreo 100
6.3.2. Caracterización ambiental 106
6.3.3. Ensamble de macroinvertebrados 106
6.3.4. Estructura trófica 106
6.3.5. Análisis estadísticos 106
6.4. Resultados 108
6.4.1. Caracterización ambiental 108
6.4.2. Ensamble de macroinvertebrados 113
6.4.3. Estructura trófica 118
6.5. Discusión 122
6.6. Conclusión 125
7. Consideraciones finales 127
Bibliografía 130
Anexos 156

Resumen

En la ecorregión Pampa de Argentina, el avance de la agricultura intensiva y la urbanización representan una fuerte amenaza para la integridad de los sistemas fluviales. Dentro de esta área, los bañados de desborde fluvial (BDF) se identifican como tramos de los arroyos en donde la energía y velocidad de la corriente disminuyen progresivamente, dando lugar a la ampliación del cauce. Los BDF, se caracterizan por una vegetación acuática diversa y abundante. Dentro de la biota de los humedales, los macroinvertebrados cumplen un rol importante en el funcionamiento general de estos ecosistemas al ocupar una posición central en la red trófica y en el ciclo de la materia. Debido a que muchas funciones ecosistémicas surgen de las interacciones, las redes tróficas pueden revelar de manera eficiente los cambios en el ambiente y resultan cruciales para entender la estabilidad y persistencia de un ecosistema determinado. Reconocer cómo la estructura del ensamble de macroinvertebrados y de sus redes tróficas responde a disturbios antropogénicos e hidrológicos puede ser útil para futuras estrategias de manejo y conservación de los humedales de la región.

En este sentido, el objetivo general de la tesis fue evaluar el ensamble y las relaciones tróficas de los macroinvertebrados de BDF de la ecorregión Pampa con diferente uso del suelo en situaciones hidrológicas contrastantes y analizar el efecto de la presencia de los BDF en los arroyos, con el fin de generar herramientas para contribuir a la evaluación y conservación del estado ecológico de estos ambientes. Para ello, se seleccionaron cuatro BDF ubicados en arroyos tributarios del Río de la Plata, dos con uso del suelo agrícola intensivo (UAI), Carnaval y Del Gato, ubicados en el cordón frutihortícola de La Plata, y dos rurales con uso del suelo ganadero extensivo (UGE), Cajaravillas y Chubichaminí, ubicados en Magdalena (provincia de Buenos Aires).

Para evaluar el ensamble y las relaciones tróficas de macroinvertebrados en BDF de la ecorregión Pampa afectados por diferentes usos del suelo, se realizaron cinco campañas entre primavera 2017 y verano 2018 en los cuatro BDF mencionados anteriormente. Durante las campañas, se midieron parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos, se caracterizó el ensamble de macrófitas y se tomaron muestras de macroinvertebrados acuáticos tanto del sedimento como de las macrófitas. Posteriormente, en laboratorio se identificaron y cuantificaron los macroinvertebrados y se calcularon métricas estructurales (densidad, riqueza taxonómica, diversidad de Shannon) y funcionales (abundancias relativas de grupos funcionales alimentarios: GFA) del ensamble. Además, se analizaron los

contenidos digestivos de los macroinvertebradospara la estimación de los enlaces tróficos. En los casos en que el contenido digestivo no pudo ser analizado, los enlaces tróficos se determinaron a partir de bilbiografía disponible. A partir de estos análisis y la estimación de los enlaces se determinaron las estructuras de las redes tróficas.

Los BDF con UAI presentaron una menor calidad del agua representada por una concentración menor de oxígeno disuelto y una mayor carga de nutrientes (fósforo total, nitrógeno total y fosfato) en comparación con los BDF con UGE (modelos lineales mixtos, MLM, $p < 0,05$). Estos últimos presentaron mayor concentración de sólidos en suspensión, turbidez, pH y conductividad (MLM, $p < 0,05$). Los cuatro BDF estudiados presentaron una alta cobertura de macrófitas durante el periodo de estudio (mayor al 70%) y la fracción gruesa de la materia orgánica fue la preponderante, con una proporción cercana al 50% en ambos usos. La composición taxonómica del ensamble de macroinvertebrados mostró diferencias significativas entre usos del suelo (PERMANOVA, $p < 0,05$). Los BDF con UAI se caracterizaron por una densidad y riqueza taxonómica menor que aquellos con uso del UGE (MLM, $p < 0,05$). Según el Índice Biótico Pampeano de macroinvertebrados, los BDF con UAI fueron clasificados como levemente poluídos, y los BDF con UGE como no poluídos. Estos últimos presentaron algunas especies consideradas sensibles por el índice, como es el caso de tricópteros de la familia Hydroptilidae, odonatos de las familias Gomphidae y Lestidae y coleópteros de la familia Elmidae. El GFA colector-recolector presentó las mayores abundancias en ambos usos del suelo. Los BDF con UAI presentaron abundancias relativas mayores de predadores y de raspadores, mientras que, los BDF con UGE presentaron mayor abundancia relativa de fragmentadores (MLM, $p < 0,05$). El detrito resultó ser el ítem dominante en los contenidos digestivos analizados, seguido por los restos animales (principalmente, copépodos, quironómidos y oligoquetos) y restos vegetales en ambos usos del suelo. Las redes tróficas estuvieron dominadas por enlaces entre consumidores y detrito. Los atributos de las redes tróficas también reflejaron las diferencias entre BDF, aquellos con UAI presentaron redes tróficas más simples (con menor tamaño de red, número de enlaces tróficos, densidad de enlaces y complejidad de enlaces), con menor proporción de nodos top que las presentes en los BDF con UGE.

Para evaluar la influencia de situaciones hidrológicas contrastantes sobre el ensamble y las relaciones tróficas de los macroinvertebrados en BDF afectados por diferentes usos del suelo, se comparó un periodo de precipitaciones habituales, “periodo normal” (septiembre y octubre 2017), con un periodo de sequía “periodo sequía” (febrero

y marzo 2018), en los BDF antes mencionados. Para cada fecha y sitio de muestreo, se caracterizó el tamaño de hábitat de los bañados usando el área de la sección transversal mojada (profundidad media y ancho mojado); además se registraron la velocidad de la corriente y el caudal. También se registraron las variables fisicoquímicas y las métricas estructurales y funcionales de los macroinvertebrados. Ambos usos del suelo presentaron diferencias significativas en los parámetros hidrogeomorfológicos entre periodos hidrológicos, con mayores valores de tamaño de hábitat, ancho mojado, velocidad máxima y caudal durante el periodo normal (MLM, $p < 0,05$). En este periodo también presentaron concentraciones mayores de oxígeno disuelto que en comparación con el periodo de sequía (MLM, $p < 0,05$). Según el análisis de PERMANOVA, la composición taxonómica del ensamble de macroinvertebrados mostró diferencias significativas entre periodos hidrológicos en ambos usos del suelo (SIMPER, UAI: 85% y UGE: 77%). En el periodo de sequía, se observó un aumento en la abundancia de algunos taxones considerados como tolerantes a la reducción de caudal y una disminución en la abundancia de otros documentados como sensibles. En comparación con el periodo hidrológico normal, durante este periodo se observó una densidad de macroinvertebrados menor en ambos usos del suelo y una riqueza menor solo en BDF con UAI (MLM, $p < 0,05$). Además, en el periodo de sequía se encontró una abundancia relativa mayor de predadores y una menor abundancia relativa de fragmentadores (MLM, $p < 0,05$).

En ambos periodos hidrológicos y usos del suelo, el detrito resultó ser el ítem más consumido y con mayor número de enlaces tróficos con los consumidores. La proporción de restos vegetales en los contenidos digestivos resultó mayor en el período de sequía, a diferencia de los restos animales y Bacilliarophyceae, que disminuyeron en este periodo. Las redes tróficas de ambos usos del suelo mostraron una simplificación en la complejidad hacia el periodo de sequía (menor número de enlaces tróficos y densidad de enlaces) con diferencias más marcadas en BDF con UAI (menor complejidad de enlaces y tamaño de red), además de diferencias en otros atributos tróficos.

Por último, para analizar el efecto que genera la presencia de BDF en arroyos pampeanos con diferente uso del suelo sobre la calidad del agua, el ensamble y las relaciones tróficas de macroinvertebrados, se delimitaron en cada arroyo tres tramos: un tramo ubicado en el bañado (Bañ) y otros dos tramos ubicados sobre el cauce principal de los arroyos, uno aguas arriba del bañado (Pre) y otro aguas abajo (Post). Se realizaron tres muestreos durante la primavera de 2017 (septiembre, octubre y diciembre) en los que se

midieron los parámetros fisicoquímicos, hidrogeomorfológicos y se tomaron muestras de los macroinvertebrados en los tres tramos de estudio. Para cada BDF se estimó la eficiencia de remoción, la diferencia entre la concentración de entrada (Pre) y de salida (Post) en la concentración de sólidos suspendidos totales, fósforo total, fosfato, nitrógeno total y nitrógeno inorgánico disuelto (nitratos + nitritos + amonio). En los cuatro arroyos estudiados se registró remoción de nitrógeno total y nitrógeno inorgánico disuelto. En todos, excepto en Del Gato, existió remoción de fósforo total y fosfato. Lo mismo ocurrió con el arroyo Cajaravillas para la concentración de sólidos suspendidos totales. La cobertura total de macrófitas y el contenido relativo de materia orgánica en sedimento fue mayor en los tramos Bañ de ambos usos del suelo en comparación con los otros tramos. En BDF con UGE, los tramos Pre y Bañ se caracterizaron por una proporción mayor de materia orgánica particulada gruesa y menor de fina en comparación con el tramo Post (MLM, $p < 0,05$). En los arroyos con UAI, la composición taxonómica del ensamble de macroinvertebrados del tramo Pre resultó diferente a los otros tramos y en aquellos con UGE los tres tramos resultaron diferentes (PERMANOVA, $p < 0,05$). La riqueza taxonómica y la diversidad de Shannon mostraron un aumento hacia el tramo Post (MLM, $p < 0,05$). Ambos usos del suelo evidenciaron patrones similares en las abundancias relativas de GFA entre tramos. El tramo Pre presentó una abundancia relativa mayor de colectores-recolectores, el tramo Bañ de fragmentadores y el tramo Post de raspadores (MLM, $p < 0,05$). En los tres tramos estudiados el detrito resultó ser el ítem con mayor proporción dentro de los contenidos digestivos analizados. Los atributos de las redes tróficas, al igual que las métricas estructurales y funcionales, también mostraron diferencias entre los tramos, denotando un aumento de la complejidad hacia los tramos Bañ y Post, principalmente en arroyos con UAI.

Los resultados de esta tesis proporcionan información valiosa referida a los impactos de dos condiciones de estrés relacionadas en gran medida con el cambio global —los efectos del uso del suelo y el estrés hidrológico— en BDF cercanos a la ciudad de La Plata, desde un enfoque de interacciones ecológicas como lo son las relaciones tróficas de macroinvertebrados y los atributos de su ensamble. Además, este trabajo aporta información acerca del efecto y la importancia de la presencia de estos humedales en arroyos de la región. El enfoque de redes tróficas encarado permite aportar una visión más amplia que el simple uso de métricas estructurales de macroinvertebrados para responder a preguntas complejas como las planteadas en este trabajo de tesis.

Abstract

The replacement of the natural environment by intensive agriculture and urbanization causes negative effects on the integrity of river systems in the Pampean ecoregion of Argentina. In this region, the riverine wetlands (RWs) are identified as sections of the streams where the energy and flow speed progressively decrease and leads to the widening of the channel. The RWs are characterized by diverse and abundant aquatic vegetation. In these environments, macroinvertebrates plays an important role in the general functioning of these ecosystems by occupying a central position in the food web and the cycle of matter. Because many ecosystem functions arise from interactions, food webs can efficiently reveal environmental changes and are crucial for understanding the stability and persistence of a given ecosystem. Recognizing how the structure of the macroinvertebrate assemblage and its food web responds to anthropogenic and hydrological disturbances can be useful for future management and conservation strategies for wetlands in the region.

In this sense, the main objective of this thesis was to assess the assemblage and trophic relationships of the macroinvertebrates of RWs of the Pampa ecoregion with different land uses in contrasting hydrological situations. Also, evaluate the effect of these RWs on the streams in order to generate tools that contribute to the evaluation and conservation of the ecological status of these environments. The RWs selected for this thesis were located in tributary streams of the Río de la Plata. The Carnaval and Del Gato, with intensive agricultural land use (IAU) RWs, are located in the surrounding agricultural area of La Plata city, one of the main horticultural regions of the country. The other RWs, Cajaravillas and Chubichaminí, are located in Magdalena (province of Buenos Aires), in a rural area with extensive livestock land use (ELU).

To assess the assemblage and food webs of macroinvertebrates in the study RWs affected by different land uses, five campaigns were carried out between spring 2017 and summer 2018. In them, physicochemical and hydrogeomorphological parameters were measured, the macrophytes assemblage was characterized and samples of aquatic macroinvertebrates were taken from the sediment and the macrophytes. In the laboratory, the macroinvertebrates were identified and quantified and structural (density, taxonomic richnes and Shannon diversity) and functional (relative abundance of functional feeding groups, FFG) metrics were estimated. Gut contents were analyzed to determine the trophic

links. For those taxones that could not be analyzed, either because of their diet or because of their size, the trophic links were established using the available literature. From these analyses and the estimation of the links the structure of the trophic networks were determined.

The RWs with IAU presented a lower water quality represented by a lower concentration of dissolved oxygen and a higher nutrient load (total phosphorus, total nitrogen and phosphates) than RWs with ELU (linear mixed models, LMM, $p < 0.05$). On the other hand, the RWs with ELU showed a higher concentration of suspended solids, turbidity, pH and conductivity than IAU (LMM, $p < 0.05$). The four RWs studied presented a high coverage of macrophytes (greater than 70%). The coarse fraction of organic matter was the predominant one, with a proportion close to 50% in both land uses. The taxonomic composition of the macroinvertebrate assemblage showed significant differences between land uses (PERMANOVA, $p < 0.05$). Riverine wetlands with IAU were characterized by lower taxonomic richness and density than RWs with ELU (LMM, $p < 0.05$). According to the Pampean Biotic Index of macroinvertebrates, the wetlands with IAU were classified as slightly polluted, in contrast with the RWs with ELU considered as unpolluted. Some species considered sensitive by the index were registered only in the RWs with ELU, such as the case of caddisflies of the Hydroptilidae family, odonata of the Gomphidae and Lestidae families, and beetles of the Elmidae family. The FFG collector-gatherers presented the highest relative abundances in both land uses. Riverine wetlands with IAU showed higher relative abundances of predators and scrapers (LMM, $p < 0.05$). On the contrary, the RWs with ELU presented a higher relative abundance of shredders (LMM, $p < 0.05$). Detritus was the dominant item in the gut contents analyzed, followed by animal remains (mainly copepods, chironomids and oligochaetes) and plant remains. Food webs were dominated by links between consumers and detritus. The attributes of the food webs also reflected the differences between RWs with different land use. Agricultural RWs presented simpler food webs (with smaller network size, number, density and complexity of links) with a lower proportion of top nodes than those presented in livestock RWs.

To evaluate the influence of different hydrological situations on the assemblage and the trophic relationships of macroinvertebrates in RWs affected by different land uses, a period of normal rainfall "normal period" (September and October 2017) was compared with a period of drought "dry period" (February and March 2018) in the aforementioned RWs. For each date and sampling site, habitat size of wetlands was characterized using the

wetted cross-sectional area (mean depth and wetted width), and current velocity and flow were recorded. Physicochemical variables and structural and functional metrics of macroinvertebrates were also analysed. Both land uses showed significant differences in the hydrogeomorphological parameters during the hydrological periods, with higher values of habitat size, wetted width, current velocity and flow during the normal period. This period also presented higher concentrations of dissolved oxygen than the dry period (LMM, $p < 0.05$). According to the PERMANOVA analysis, the taxonomic composition of the macroinvertebrate assemblage showed significant differences between hydrological periods in both land uses (SIMPER, IAU: 85% and ELU: 77%). During the dry period, an increase in the abundance of some taxones considered to be tolerant to flow reduction and a decrease in the abundance of others documented as sensitive was observed. This period showed a lower macroinvertebrate density in both land uses and a lower richness only in RWs with IAU, than the normal period (LMM, $p < 0.05$). In addition, it showed a higher relative abundance of predators and a lower relative abundance of shredders (LMM, $p < 0.05$).

In both hydrological periods and land uses, detritus was the most consumed item and showed the highest number of trophic links with consumers. The proportion of plant remains in the digestive contents was higher in the dry period than in the normal period. In contrast with animal remains and Bacilliarophyceae, which decreased in the dry period. The food webs of both land uses showed a simplification in complexity towards this period (lower number of trophic links and link density than normal period) with more differences in RWs with IAU (lower link complexity and network size) in addition to differences in other trophic attributes.

Finally, the last aim was to evaluate the effect that generate the presence of RWs on Pampean streams with different land use on water quality, the assemblage and trophic interactions of macroinvertebrates. Three sampling campings were performed during the spring of 2017 (September, October and December) on three sections of each studied stream: one located in the RW (Wet) and two other located on the main channel of the streams, one upstream of the wetland (Pre) and another downstream (Post). In each campaign, the physicochemical and hydrogeomorphological parameters were measured and samples of the macroinvertebrates were taken in the three study sections. For each RWs, the removal efficiency was estimated, the difference between the input concentration (Pre section) and output concentration (Post section) in the concentration of total

suspended solids, total phosphorus, phosphate, total nitrogen and dissolved inorganic nitrogen (nitrates + nitrites + ammonium). In the four streams studied, removal of total nitrogen and dissolved inorganic nitrogen was recorded. All the streams, with the exception of Del Gato, presented removal of total phosphorus and phosphate and all except the Cajaravillas of total suspended solids. The total coverage of macrophytes and the relative content of organic matter in sediment was higher in the Wet sections than in the Pre and Post sections of both land uses. In RWs with ELU, the Pre and Wet sections were characterized by a higher proportion of coarse and less fine particulate organic matter than the Post section (LMM, $p < 0.05$). In the streams with IAU, the taxonomic composition of the macroinvertebrate assemblage of the Pre section was different from the others and in those with ELU, the three sections were different (PERMANOVA, $p < 0.05$). The taxonomic richness and Shannon diversity showed an increase towards the Post section (LMM, $p < 0.05$). Both land uses, showed similar patterns in the relative abundances of FFGs between reaches. The Pre section presented a greater relative abundance of collector-gatherers, the Wet of shredders and the Post section of scrapers (LMM, $p < 0.05$). In the three studied sections, the detritus was the item with the highest proportion within the digestive contents analyzed. The attributes of the food webs and the structural and functional metrics of macroinvertebrate assemblages also showed differences between the stream sections, indicating an increase in complexity towards the wetland and post-wetland reaches, mainly in RWs with IAU.

This thesis provides valuable information regarding the impacts of two stress conditions related to global change —the effects of land use and hydrological stress— in riverine wetlands near La Plata city, from an ecological interactions approach such as the food webs of macroinvertebrates. In addition, this study provides a more detailed understanding of the role of RWs in the streams of the region. The assessment of food webs allowed us to provide a more comprehensive approach than the simple use of structural metrics of macroinvertebrates to answer complex questions such as those raised in this thesis.

1. Introducción

1.1. Estructura de la tesis

El estudio encarado en la presente Tesis busca entender y responder ¿cuál es el efecto del uso del suelo y de periodos hidrológicos contrastantes en el ensamble y las tramas tróficas de macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial pampeanos? Y, a su vez, explicar ¿cuál es el efecto de la presencia de estos humedales en los arroyos? Para esto, el manuscrito de la tesis consta de un primer capítulo *"Introducción"* donde se introduce el marco teórico del tema de tesis; un segundo capítulo *"Área de estudio"*; y un tercer capítulo *"Materiales y métodos"* donde se describe la metodología general de la tesis. En el Capítulo 4 *"Efectos de uso del suelo en bañados de desborde fluvial pampeanos"* se describen y se comparan las variables ambientales, el ensamble y las relaciones tróficas de los macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial con diferentes usos del suelo. El Capítulo 5 *"Influencia de un periodo de sequía en bañados de desborde fluvial pampeanos"* se analizan los efectos de un periodo hidrológico de sequía en las variables ambientales, el ensamble y las relaciones tróficas de los macroinvertebrados en los bañados de desborde fluvial de estudio. En el Capítulo 6 *"Importancia de los bañados de desborde fluvial en los arroyos pampeanos"* se analiza el efecto de la presencia de los humedales en los arroyos, su efecto tanto en la calidad del agua como en el ensamble y las relaciones tróficas de los macroinvertebrados. Por último, en el Capítulo 7 se presentan las consideraciones finales de la tesis.

1.2. Marco teórico

Los humedales son reconocidos mundialmente como esenciales debido a la variedad de funciones y servicios ecosistémicos que brindan a la sociedad (Mitsch et al., 2015). Están ampliamente distribuidos y ocupan cerca del 6 % de la superficie terrestre, aunque se estima que la superficie real es aun mayor (Davidson, 2014). De los diferentes tipos de humedales; marinos, costeros, artificiales y continentales, se considera que estos últimos, a pesar de ocupar solo el 1 % de la superficie terrestre, albergan al 40 % de biodiversidad mundial (Ramsar Convention Bureau, 2001; Mitra et al., 2003).

Dada la gran variedad de humedales y la dificultad para delimitarlos, existen numerosas definiciones que incluyen en su gran mayoría tres características principales (Mitsch & Gosselink, 2015): 1) se distinguen por la presencia de agua, ya sea en la superficie o dentro de la zona de rizosfera, 2) a menudo tienen condiciones de suelo únicas que difieren de los

ecosistemas terrestres adyacentes y 3) sustentan una biota que es particular de estos ambientes (por ejemplo, hidrófitas) y se caracterizan por la presencia de biota adaptada a las inundaciones. Según Finlayson et al. (2018) una de las definiciones más aceptadas y utilizadas por diferentes organizaciones a nivel mundial es la adoptada en 1971 en la Convención Ramsar y mencionada en el artículo 1.1 de la Convención de Humedales: *"Los humedales son áreas de marismas, pantanos, turberas o agua, ya sea natural o artificial, permanente o temporal, con agua estática o corriente, dulce, salobre o salada, incluidas áreas de agua marina, cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros";* y ampliada posteriormente por el artículo 1.2: *"pueden incorporar zonas ribereñas y costeras adyacentes a los humedales, e islas o cuerpos de agua marina de más de seis metros de profundidad en marea baja que se encuentran dentro de los humedales"* (Ramsar Convention Secretariat, 2010).

Además de proveer importantes servicios ecosistémicos, los humedales cumplen un rol integral en la ecología de las cuencas (Finlayson et al., 2005). Se encuentran entre los ecosistemas más productivos del mundo (Mitsch & Gosselink, 2000) y brindan hábitat y alimento a muchas especies al ser un importante reservorio de flora y fauna (Mitsch & Gosselink, 2015; Gupta et al., 2020). Mediante la reducción de contaminantes de las aguas superficiales, proporcionan protección para la fauna y mejora de la calidad del agua (Verhoeven et al., 2006; Daneshvar et al., 2017). También cumplen funciones en el control de inundaciones y prevención de sequías y en la conexión del agua subterránea con los sistemas superficiales (Mitsch & Gosselink, 2000; Zedler & Kercher, 2005). Al reservar y secuestrar grandes cantidades de carbono, tienen efecto en la mitigación del cambio climático global, como también en el clima regional al aportar importantes cantidades de agua a la atmósfera a partir de la evapotranspiración (Mitsch & Jørgensen, 2003).

A pesar de encontrarse entre los ecosistemas más importantes de la Tierra, entre el 30 % y el 90 % de los humedales del mundo, dependiendo la región, han sido destruidos o fuertemente modificados (Junk, 2013; Davidson, 2014; Dixon et al., 2016; Hu et al., 2017). Desde finales de los años 70 se calcula que la tasa de desaparición de humedales naturales ha sido tres veces superior a la de los bosques en el mismo periodo (Davidson, 2018). Entre las actividades humanas que influyen en la degradación y pérdida de estos ambientes se pueden mencionar las modificaciones hidráulicas, el cambio de uso del suelo, la contaminación, la sobreexplotación y la introducción de especies exóticas (Brinson & Malvárez, 2002; Finlayson et al., 2005). Actualmente, se considera que los desarrollos

agrícola y urbano son los principales impulsores de la reducción de la superficie de humedales, del deterioro de la calidad y de la degradación de sus funciones ecológicas, incluyendo la pérdida de su biodiversidad (van Asselen et al., 2013; Davidson, 2014; Mitsch & Gosselink, 2015; Everard & Wood, 2018). Los humedales se ven alterados por contaminantes provenientes de aguas arriba o de escorrentía local, lo que afecta su calidad del agua (Mitsch & Gosselink, 2015). La entrada excesiva de nutrientes a los ambientes acuáticos, asociada en los ambientes agrícolas al uso excesivo de fertilizantes y en áreas urbanas a los desechos, promueve la eutrofización generando consecuencias graves tanto a nivel de especies como del ecosistema (Finlayson et al., 2005; Verhoeven et al., 2006; Guignard et al., 2017).

El cambio climático también ha sido identificado como una de las principales amenazas para los humedales. Los cambios previstos en el clima global, como los aumentos de temperatura, la modificación de los regímenes de precipitaciones, la elevación del nivel del mar y el aumento de los eventos climáticos extremos, pueden tener un gran impacto en los ecosistemas acuáticos y humedales al modificar los patrones hidrológicos y así alterar la biogeoquímica del ecosistema y los servicios ecosistémicos que estos ambientes brindan (Junk et al., 2013; Salimi et al., 2021). Las diferentes condiciones hidrológicas, ya sea de sequía o inundación, afectan a numerosos factores abióticos, como la disponibilidad de nutrientes, la anaerobiosis del suelo y la conductividad, entre otros, lo que en parte determina la biota que se establece en el humedal (Finlayson et al., 2005).

Las áreas de humedales en América del Sur pueden llegar a comprender hasta el 20 % del subcontinente, siendo los tipos más destacados las llanuras aluviales y los humedales interfluviales intermitentes (Junk, 2013). En Argentina se estima que estos ambientes ocupan cerca del 21,5 % de la superficie (Kandus et al., 2008), y su desarrollo se vincula a una extensa red hidrográfica, un balance hidroclimático favorable y una gran disponibilidad de emplazamientos geomorfológicos que posee el territorio argentino (Kandus et al., 2017). En 2016 en el marco del taller “Hacia un Inventario Nacional de Humedales”, surgió una definición nacional de “humedal”**,** entendiéndolo como “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. Rasgos distintivos son la presencia de biota adaptada a estas condiciones, comúnmente plantas hidrófitas, y/o suelos hídricos o sustratos con rasgos de hidromorfismo” (Benzaquén et al., 2017). Si bien se sabe que Argentina cuenta con una enorme variedad y cantidad de humedales que albergan una

destacada biodiversidad, aún no se conoce con exactitud su extensión o estado de conservación y destrucción; en este sentido Benzaquén et al. (2017) resaltan la necesidad de avanzar con un Inventario Nacional de Humedales.

El proceso de transformación de los modos de producción agropecuaria y la expansión de las áreas urbanas que ocurrieron durante las últimas décadas constituyen uno de los principales motores del proceso de pérdida y fragmentación de humedales en Argentina (Benzaquén et al., 2017; Pintos, 2018; Graziano et al., 2021). En la ecorregión Pampa, ubicada al centro-este del país, el prolongado e intensivo uso ganadero, agrícola y forestal ha causado grandes pérdidas del pastizal natural, tanto a nivel de paisajes, como de ecosistemas y de especies (Matteucci, 2012). La misma autora menciona que, además de estas actividades, en las últimas décadas ha aumentado abruptamente el avance inmobiliario, a partir de la instalación de numerosos barrios privados con una alta tasa de crecimiento urbano. Se estima que en 2003, entre un 60 % y 70 % de las unidades cartográficas de suelo con los valores más altos de índice de productividad habían sido convertidos en barrios privados en la Pampa Ondulada (Matteucci & Morello, 2009). Sumado a estos impactos, se espera que el cambio climático predicho para las próximas décadas intensifique los eventos de lluvia y sequía de la Oscilación del Sur de El Niño, lo que generará un escenario crítico para todas las clases de humedales de la región (Brinson & Malvárez, 2002), principalmente para aquellos con una baja capacidad de amortiguamiento hidrológico (Junk et al., 2013).

Los humedales fluviales o bañados de desborde fluvial (BDF), en inglés *'riverine wetlands'*, se reconocen como un componente importante de la biodiversidad en los ecosistemas fluviales (Amoros et al., 2000; Neiff, 2001; Tockner & Stanford, 2002). Son áreas donde los arroyos se desbordan y se conectan con el entorno terrestre circundante (Ringuelet, 1962; Brinson & Malvárez, 2002) y donde los conjuntos de macrófitas están muy desarrollados (Amoros et al., 2000). En particular los BDF de la llanura pampeana de Argentina representan zonas deprimidas de las cuencas de los arroyos caracterizados por abundante y diversa vegetación acuática (Rodrigues Capítulo et al., 2020b; Altieri et al., 2022; Gómez et al., 2022). Como se sabe, las macrófitas son componentes clave de los ecosistemas de humedales (Rejmankova, 2011). Reducen una variedad de contaminantes del agua (Bonanno & Vymazal, 2017) y aumentan la complejidad y heterogeneidad del hábitat de estos ecosistemas (Thomaz & Cunha, 2010). Además, proporcionan varios recursos para otros organismos, como microhábitats (Dudley, 1988; Warfe et al., 2008),

refugio (Heck & Crowder, 1991; Thomaz & Cunha, 2010) y alimento (Dvořák, 1996; Díaz-Valenzuela et al., 2016).

Dentro de la biota de los humedales, los macroinvertebrados juegan un papel importante en el funcionamiento general de estos ecosistemas, ya que ocupan una posición central en la red trófica, en el ciclo de la materia orgánica y en el flujo de energía (Batzer et al., 1999; Batzer & Boix, 2016). Al ser buenos indicadores de la integridad ecológica de los ambientes acuáticos, en tanto responden rápidamente a los cambios ambientales y variaciones en la calidad del agua (Rodrigues Capítulo, 1999; Rodrigues Capítulo et al., 2001; Carter et al., 2017; Vautz, 2021), el análisis en profundidad de este ensamble puede proporcionar una visión general del estado de conservación de los humedales (Balcombe et al., 2005; Mereta et al., 2013; Batzer & Boix, 2016). Diversos estudios han demostrado que el deterioro en la calidad del agua de estos ambientes conduce a disminuciones en la diversidad, riqueza y densidad de macroinvertebrados, así como a la disminución de la abundancia de grupos sensibles (Genito et al., 2002; Lange et al., 2014; Malacarne et al., 2016; Vautz, 2021). Además, se ha demostrado que son buenos indicadores del uso del suelo a nivel de cuenca (Bunn et al., 2010) y que responden a cambios hidrológicos en el ambiente (Bunn & Arthington, 2002; Lake, 2011). Dado que las estrategias de alimentación de los macroinvertebrados también pueden reflejar la adaptación de las especies a los factores de estrés, el uso de la clasificación en grupos funcionales alimentarios (GFA) puede formar parte de una medida unificada entre comunidades que difieren en su composición taxonómica (Tomanova et al., 2006).

Además del análisis de la composición estructural y funcional, las interacciones ecológicas como las redes tróficas son fundamentales para predecir respuestas ecosistémicas a cambios ambientales o perturbaciones antrópicas (Pascual & Dunne, 2006; Montoya et al., 2009). Debido a que muchas funciones de los ecosistemas dependen de las interacciones (por ejemplo, eficiencia en la transferencia de energía, resiliencia a la perturbación, estabilidad), las redes pueden revelar de manera eficiente los cambios en la función de los ecosistemas que pueden no ser revelados al considerar solo los conjuntos de especies (Gray et al., 2014; Pocock et al., 2016). En particular, las redes tróficas son representaciones binarias de las interacciones alimentarias entre los organismos de una comunidad (Cohen et al., 1993), que describen la organización estructural de los organismos a partir de sus enlaces tróficos (Junker & Schreiber, 2008). En su forma más básica, una red es un conjunto de entidades llamadas "nodos", con pares de nodos unidos por “enlaces”,

creando así una “red” compleja. En la ecología de comunidades, los nodos de una red suelen ser especies y los enlaces que los conectan representan interacciones; en el caso de las redes alimentarias, representan un enlace trófico (Pocock et al., 2016). Una forma de estimar estos enlaces es a través del análisis de contenidos estomacales. Este análisis permite conocer la dieta de los invertebrados y estudiar el papel de cada especie en la estructura trófica de la comunidad (Muñoz et al., 2009; Rosi-Marshall et al., 2016).

Las representaciones de las redes tróficas se pueden resumir fácilmente mediante una serie de propiedades explicativas como tamaño de la red, número y densidad de enlaces tróficos, conectividad, longitud de las cadenas alimentarias y proporciones de especies basales, intermedias y superiores, entre otras (Bersier et al., 2002; Dunne, 2009). Los cambios en la estructura y propiedades de las redes permiten determinar efectos de disturbios antrópicos (Liess et al., 2012; López van Oosterom et al., 2013; Price et al., 2019; Windsor et al., 2019; Sroczyńska et al., 2020; de Guzman et al., 2022), impacto de especies invasoras (Hill et al., 2015; Jackson, 2015) y cambios hidrológicos (González-Ortegón et al., 2015; DeColibus et al., 2017; Robson et al., 2017; Tamaris-Turizo et al., 2018), entre otros. Las perturbaciones concentran los flujos de energía en un número menor de especies y rutas de alimentación, lo que crea redes alimentarias más simples, que son más vulnerables a cambios ambientales adicionales (Tylianakis et al., 2007; Rooney & McCann, 2012).

Diferentes autores han estudiado el ensamble de macroinvertebrados de la región pampeana en arroyos (Rodrigues Capítulo et al., 2001, 2004; Cortelezzi et al., 2011; Ocon & Rodrigues Capítulo, 2012; Solis et al., 2016; Arias et al., 2020; Marrochi et al., 2021) y más recientemente en humedales (Rodrigues Capítulo et al., 2020a; Cortese, 2021; Solis et al., 2021; Altieri et al., 2022). Aunque parte de estos estudios han tenido en cuenta el análisis de los GFA, el estudio desde el enfoque de las redes tróficas ha sido menos considerado (López van Oosterom et al., 2013; Ocon et al., 2013; Marchese et al., 2014). Para la toma de decisiones y proyectos de manejo, un enfoque desde las redes tróficas permite sintetizar e incorporar la complejidad del sistema (Pocock et al., 2016). Comprender cómo cambia la estructura de las redes tróficas frente a diferentes factores antrópicos puede aportar información valiosa para diseñar planes de conservación (Harvey et al., 2017, **Fig. 1.1**). En este sentido, el análisis de la composición del ensamble de macroinvertebrados, conjuntamente con el estudio de las relaciones tróficas, podría proporcionar una visión general del estado ambiental de BDF de la ecorregión Pampa bajo diferentes usos del suelo

y en condiciones hidrológicas diferentes, además de aportar información para futuros planes de gestión y conservación de estos ambientes.

Figura 1.1 Diferentes enfoques para la conservación, modificado de Harvey et al. (2017) **A)** Los enfoques de conservación actuales se centran en la protección de tierras (parques nacionales) o especies individuales de valor icónico o papel clave (especies paraguas). Estos enfoques suponen una protección implícita de procesos ecosistémicos o comunidades biológicas que pueden o no realizarse. **B)** Los autores proponen una conservación a futuro en la cual los esfuerzos se centran en la protección de los procesos ecosistémicos y las redes de interacciones *per se,* con efectos positivos explícitos en los hábitats y la biodiversidad

1.3.Objetivos e hipótesis generales

Objetivo general

En este contexto, el objetivo general de la tesis es evaluar el ensamble y las relaciones tróficas de los macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial con diferentes usos del suelo en situaciones hidrológicas contrastantes y analizar el efecto de estos humedales en los arroyos.

Hipótesis

1. El uso del suelo afecta la calidad del agua de los bañados de desborde fluvial, provocando diferencias a nivel del ensamble y de las tramas tróficas de macroinvertebrados entre bañados periurbanos con agricultura intensiva en sus cuencas y bañados rurales con ganadería extensiva.
2. Un evento de sequía genera una disminución en el tamaño del hábitat de los bañados de desborde fluvial, lo que ocasiona cambios en el ensamble y las relaciones tróficas de

macroinvertebrados en comparación con un periodo hidrológico normal. Estos efectos serán distintos entre bañados con diferente uso del suelo.

3. Los bañados de desborde fluvial retienen nutrientes e incrementan la calidad del agua, afectando el ensamble y las redes troficas de macroinvertebrados tanto dentro de los bañados como aguas debajo de los mismos.

2. *Área de estudio*

2.1. Descripción de la región

El área de estudio abarca los partidos de La Plata y Magdalena, localizados en el noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Estos partidos se encuentran situados en el complejo de la Pampa Ondulada dentro de la ecorregión Pampa que comprende una extensa planicie de 398.966 km^2, ubicada en el centro-este de Argentina (**Fig. 2.1**, (Matteucci, 2012).

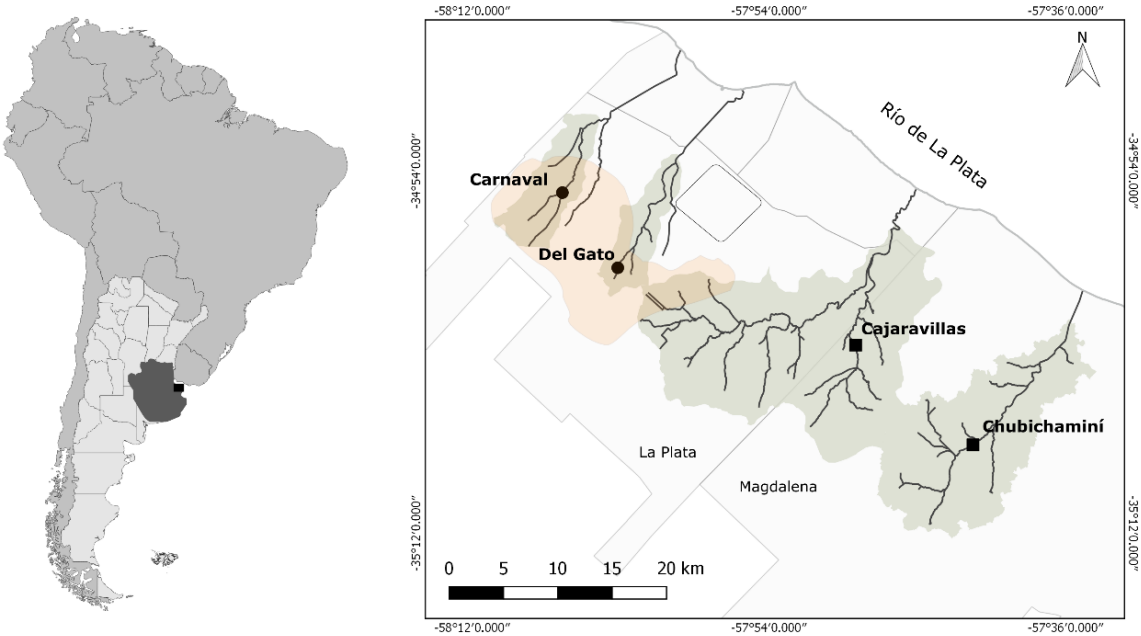


Figura 2.1 A la izquierda, se señala la ubicación del área de estudio con un cuadrado negro dentro de la ecorregión Pampa de Argentina. A la derecha, se indican en el mapa las cuencas donde se encuentran los bañados de desborde fluvial de estudio: con círculos aquellos peri-rubanos con uso del suelo agrícola intensivo y con cuadrados los rurales con ganadería extensiva; además, en naranja se indica el cordón frutihortícola platense

Clima

El clima es subtropical templado húmedo sin estación seca marcada. El total de precipitaciones anuales está entre 1000 y 1200 mm y la temperatura media anual es de 16 °C (Hurtado et al., 2006). Las precipitaciones son ligeramente mayores en verano y otoño e inferiores en invierno con una gran variabilidad interanual; los periodos secos, de magnitud y duración variable, se producen principalmente en verano por el aumento de la evapotranspiración dada por el incremento de las temperaturas (**Fig. 2.2**). La humedad relativa ambiental es superior a 70 % (Morello & Matteucci, 1997). Los extremos climáticos

se producen durante el fenómeno de El Niño con las lluvias torrenciales y de La Niña, en que el clima puede tornarse más seco (Iriondo, 1995).

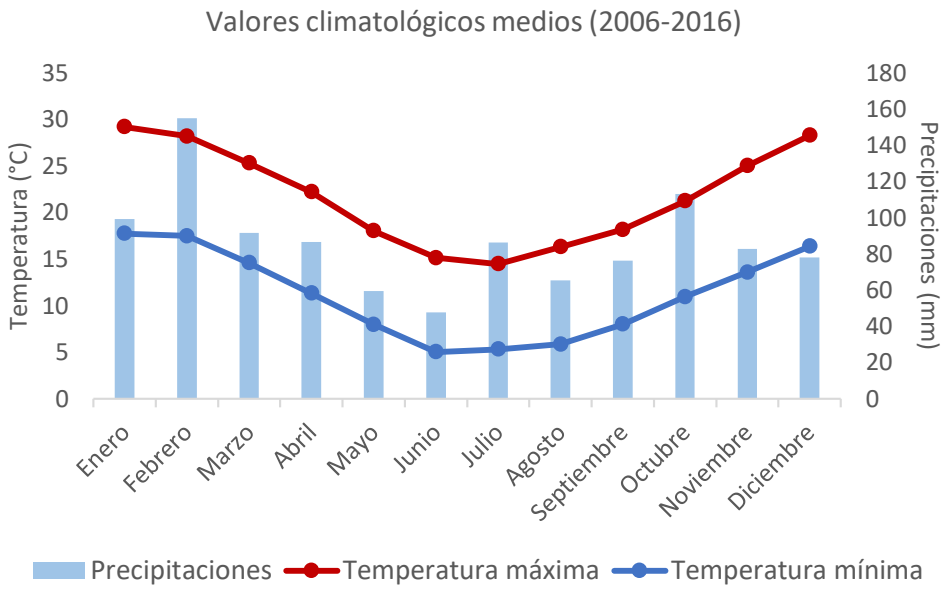


Figura 2.2 Valores climatológicos medios de la ciudad de La Plata registrados entre 2006 y 2016: precipitaciones, temperatura máxima y mínima (Servicio Meteorológico Nacional, 2021)

Suelos y vegetación

Los suelos predominantes son del tipo molisoles y fueron originados a partir de sedimentos eólicos continentales. Son los suelos más fértiles de Argentina, con un horizonte superficial rico en materia orgánica, siendo su uso principalmente agrícola (Matteucci, 2012; Rubio et al., 2019).

La vegetación natural predominante es la estepa o pseudoestepa de gramíneas (pastizal pampeano), entre las cuales crecen numerosas especies herbáceas y algunos arbustos; su composición de especies varía según las características del clima local y del suelo (Cabrera & Willink, 1980; Matteucci & Rodríguez, 2017). A lo largo de los años, la cubierta natural ha sido sustituida por la actividad agrícola o ganadera y quedan escasos relictos de la vegetación natural (Matteucci, 2012).

Topografía e hidrografía

En la región de estudio es posible diferenciar dos zonas topográficas: la Llanura Alta, desde los 5 a 30 m s. n. m., compuesta por terrenos con suaves ondulaciones conformados por sedimentos loéssicos eólicos de origen continental; y la Llanura Costera, desde los 5 m

s. n. m. hasta el nivel del mar, conformada por limos y arcillas estuáricas correspondientes a depósitos marinos del Holoceno (cordón de conchilla) (Hurtado et al., 2006).

El acuífero principal de la ecorregión Pampa, por su calidad y productividad, es el acuífero semiconfinado Puelches, conformado por una secuencia sedimentaria de arenas de cuarzo sueltas, medianas a finas (arenas Puelches). El uso excesivo de este acuífero tuvo efectos negativos en el Gran Buenos Aires y en La Plata, donde se formaron amplios conos de depresión que facilitaron el ingreso de aguas contaminadas procedentes del acuífero freático (Matteucci, 2012).

En cuanto a la hidrografía superficial, se diferencian dos vertientes: vertiente del Río de La Plata hacia el norte y vertiente del río Samborombón hacia el sur (Hurtado et al., 2006). Los tributarios del Río de La Plata tienen un rumbo general de escurrimiento de SO-NE, desaguando en la Planicie Costera y no en el Río de La Plata (Hurtado et al., 2006). Esto se debe a que entre los 5 m s. n. m. y la costa del mencionado río se produce un cambio de pendiente regional, que se hace mínima (< 0,03 %), dando lugar a que los arroyos pierdan energía y sus cursos se hagan divagantes, disipándose y generando bañados (Hurtado et al., 2006). Por esta razón, en varias zonas de la ciudad de La Plata los arroyos son canalizados para lograr el desagüe directamente en el Río de La Plata (Hurtado et al., 2006).

Arroyos y bañados

La mayoría de los arroyos de la región pampeana se originaron en depresiones poco profundas de la llanura y se alimentan principalmente de la escorrentía subterránea local (Feijoó et al., 1999). Se caracterizan por una baja velocidad de corriente, debida a la baja pendiente del terreno, alta concentración de nutrientes ocurriendo naturalmente en el agua y la ausencia de periodos de sequía regulares o temperaturas extremas (Bauer et al., 2002; Giorgi et al., 2005). La ausencia de bosques de ribera y la presencia de vegetación de ribera herbácea les proveen bajos aportes de materia orgánica alóctona (Feijoó et al., 1999). Los lechos de estos arroyos se caracterizan por sedimentos finos (principalmente limo y arcilla), alto contenido de calcio formando capas superficiales de tosca y la ausencia de rocas o guijarros (Feijoo & Lombardo, 2007).

De las 11 regiones de humedales que cubren la totalidad del territorio nacional, los ambientes estudiados se ubican en la subregión Lagunas de la Pampa Húmeda, dentro de la región Humedales de la Pampa, correspondiente a la extensa planicie emplazada en el

centro-este del país (Kandus et al., 2017; **Fig.2.3**). Dentro de esta región, los bañados de desborde fluvial (BDF) representan depresiones bajas de las cuencas de los arroyos donde el arroyo se desborda y se conecta con el ambiente terrestre circundante. Se identifican como tramos de los arroyos en donde la energía y la velocidad de la corriente disminuyen progresivamente, lo que da lugar a la ampliación del cauce y a la aparición de estos humedales en forma alargada y ancho variable (Rodrigues Capítulo et al., 2020b), caracterizados por una vegetación acuática abundante y diversa (Ringuelet, 1962; Neiff, 2001; Gómez et al., 2022).

Es característico de los arroyos y humedales pampeanos el desarrollo de comunidades de macrófitas densas y ricas, que son la principal fuente de energía para la producción biológica en estos sistemas (Feijoó et al., 1999). Este ensamble proporciona complejidad estructural para el crecimiento, alimentación, reproducción y cría de peces, desarrollo de insectos acuáticos, aves, anfibios, etc. (Kandus et al., 2017).

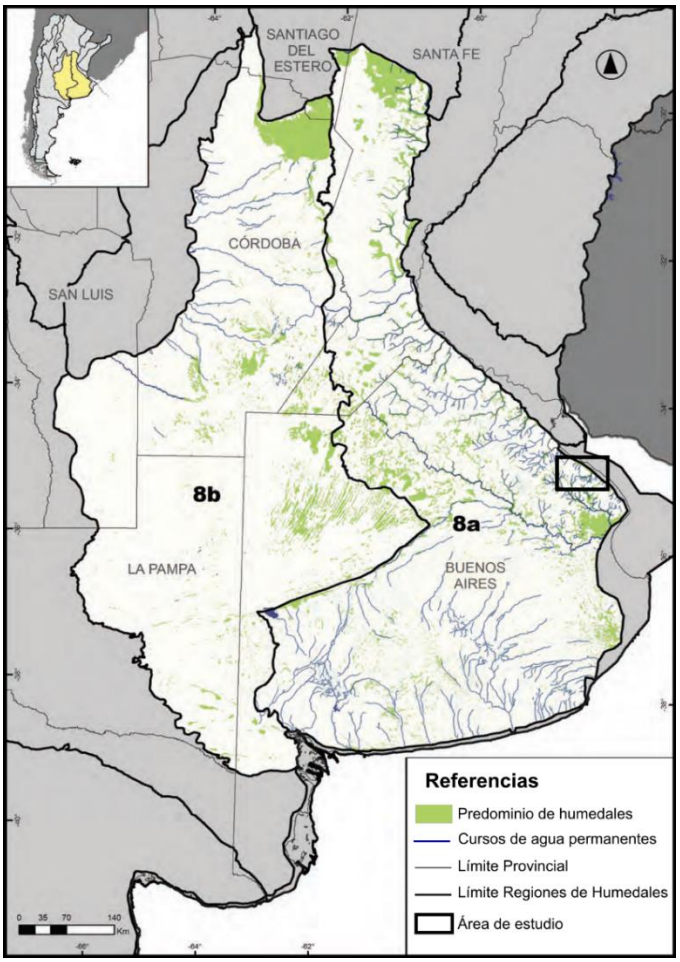


Figura 2.3 Mapa en donde se observa la región Humedales de la Pampa, 8a: subregión Lagunas de la Pampa Húmeda, 8b: subregión Lagunas salobres de la Pampa Interior. Modificado de Kandus et al. (2017)

Uso del suelo

La pampa es la principal zona agrícola de Argentina (Matteucci, 2012). Como se mencionó anteriormente, los suelos son fértiles: tienen pocas limitaciones para la producción de cultivos y la mayoría son aptos para el pastoreo. En este sentido, la agricultura y la ganadería son las principales actividades en la mayor parte de la llanura pampeana, pero la urbanización ha promovido actividades industriales, especialmente en las cuencas bajas (Bauer et al., 2002; Feijoo & Lombardo, 2007).

En el partido de La Plata, que cuenta con 654.324 habitantes (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, 2010) y una extensión de 893 km^2, la producción hortícola se encuentra concentrada en un 10 % del partido. Esta producción agrícola intensiva (UAI: uso agrícola intensivo) se lleva a cabo en el sector periurbano de la ciudad, donde se desarrolla el cinturón frutihortícola de La Plata, una de las principales áreas hortícolas del país, que provee entre el 60 % y el 90 % de las hortalizas frescas consumidas por el Gran Buenos Aires, abasteciendo a más de 14 millones de habitantes (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, 2010; Baldini, 2020). Esta zona hortícola está representada en un 49% (4241,97 ha) por horticultura al aire libre y un 51 % (4370,4 ha) por horticultura bajo invernáculos (Baldini, 2020). De la superficie cubierta por invernáculos, 45 % de los mismos se encuentran a una distancia menor a los 200 metros de algún arroyo. Además, la alta productividad del área está basada en el uso intensivo de fertilizantes y pesticidas que llegan a estos cuerpos de agua y afectan a la fauna (Sarandón, 2002; Arias et al., 2020). Los principales cultivos del cordón frutihortícola son: la lechuga, el tomate, el alcaucil, la acelga, la espinaca, el maíz dulce, el pimiento, el brócoli y el repollo; y dentro de los fertilizantes más utilizados se pueden mencionar la urea, el nitrato de amonio (UAN), el fosfato di amónico, el fosfato mono amónico y diferentes mezclas, además se aplican diferentes tipos de herbicidas, insecticidas y fungicidas (Sarandón et al., 2013).

Por otro lado, el partido de Magdalena, que alberga una población de 19.301 habitantes (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, 2010) y tiene una extensión de 1785 km^2, tiene como base la actividad ganadera bajo la modalidad extensiva (UGE: uso ganadero extensivo). Según Cabarrou et al. (2012), esta actividad ocupa un 88 % de la superficie del partido y constituye la actividad más importante de esta región incluyendo a los partidos linderos de Punta Indio y Castelli. La biomasa que aporta el pastizal natural es aprovechada en esta actividad como fuente de forraje preponderante y, según

los autores, el tipo de producción en forma extensiva con la carga animal adecuada produce alteraciones menores en el ecosistema, concentradas especialmente sobre las comunidades de pastizal. Como lo indican Epele & Miserendino (2015), la actividad ganadera con cargas mayores puede conducir a la compactación y el deterioro de la estructura del suelo y generar condiciones para la erosión del mismo. El partido también presenta pocos establecimientos que utilizan la modalidad de "engorde a corral", tambos y algunas instalaciones avícolas además de dos zonas industriales en la cabecera del distrito y en la localidad de General Mansilla, que incluyen principalmente establecimientos dedicados a la elaboración de productos para la alimentación humana, de curtiembre y metalúrgicas.

2.2.Sistemas arroyo-bañado analizados

Los ambientes seleccionados para la presente tesis pertenecen a cursos de agua incluidos en la vertiente del Río de la Plata. A partir de análisis de imágenes satelitales, estudios geohidrológicos (Rodrigues Capítulo et al., 2020b) y muestreos preliminares en los partidos de La Plata y Magdalena, en los cuales se tuvo en cuenta el uso del suelo se seleccionaron cuatro arroyos pampeanos de orden 1 con presencia de BDF en sus cauces (**Fig. 2.1, Tabla 2.1**). Estos humedales representan tramos de los arroyos con una extensión de 1000 m de longitud que presentan diferente ancho y tamaño del área de aporte (Rodrigues Capítulo et al., 2020, **Fig. 2.4**). Dos de los BDF, del Gato y Carnaval, son periurbanos y presentan principalmente UAI en sus áreas de aporte (ver sección 2.2.1). Los otros dos BDF, Cajaravillas y Chubichaminí, se encuentran en áreas rurales y están rodeados por UGE (ver sección 2.2.2). Los arroyos rodeados por esta actividad son considerados de "referencia" o con menor impacto para la región (Solis et al., 2018; Arias et al., 2020; Paracampo et al., 2020; Gómez et al., 2022).

Tabla 2.1 Características generales de los bañados de desborde fluvial estudiados según el uso del suelo (UAI: uso agrícola intenisvo, UGE: uso ganadero extensivo): localización, tamaño de la cuenca, área de aporte, proporción de usos del suelo predominantes en el área de aporte.

		UAI		UGE	
		Carnaval	Del gato	Cajaravillas	Chubichaminí
Coordenadas geográficas (Latitud/Longitud)		34°55'5,33"S 58° 6'32,24"O	34°58'49,52"S 58° 3'10,70"O	35° 2'44,52"S 57°48'43,41"O	35° 7'44,50"S 57°41'51,95"O
Área de la cuenca (km^2)		54,60	42,70	337,00	190,60
Área de aporte (km^2)		24,20	4,30	60,84	88,81
Profundidad del nivel freático (m)		15,45	18,65	0,45	0,36
Uso del suelo (%)*	**Agricultura**	54,30	53,67	23,85	10,48
	Ganadería	18,96	-	70,62	71,85
	Urbanización	10,51	15,90	-	0,19
	Cursos de agua y humedales	0,86	0,01	3,52	16,25
	Otros	15,37	30.42	2,01	1,23

*Coberturas del suelo definidas a partir del análisis de imágenes satelitales SPOT 6 y 7, capas del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y la clasificación de usos del suelo de Baldini et al. (2019) para el partido de La Plata. Detalles para cada bañado en las figuras 2.5A, 2.6D, 2.7D y 2.8D. Las categorías mencionadas corresponden a: Agricultura: invernáculos y cultivos (horticultura y soja); Ganadería: áreas de pasturas con ganadería extensiva; Urbanización: área urbana con alta y baja densidad poblacional; Cursos de Agua y humedales: cursos de agua continentales (capa "Area de Aguas Continentales" del IGN), Otros: parquizaciones herbáceas y arboladas, pastizales y arboledas.

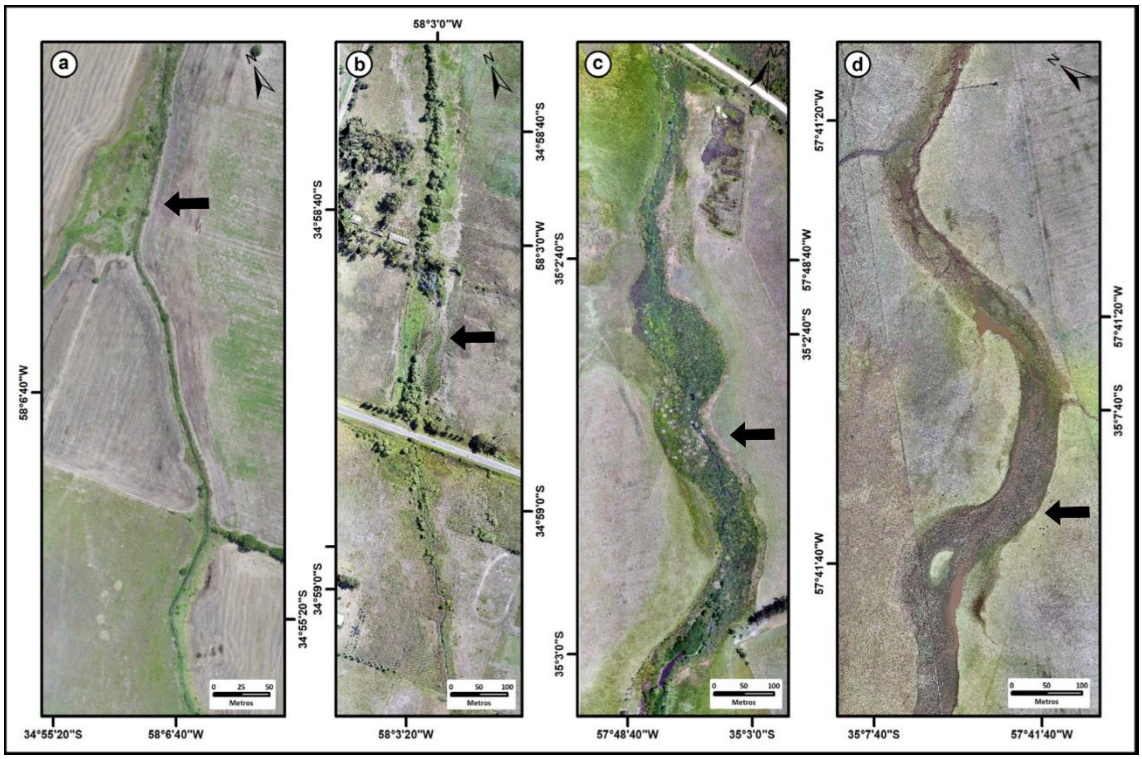


Figura 2.4 Relevamientos fotogramétricos realizados sobre los humedales ubicados sobre los arroyos **A)** Carnaval, **B)** Del Gato, **C)** Cajaravillas y **D)** Chubichaminí. La flecha negra indica la zona de bañado de cada arroyo. Modificado de Rodrigues Capítulo et al. (2020)

2.2.1. Bañados periurbanos con uso del suelo agrícola intensivo

Los BDF con UAI seleccionados se ubican en la zona periurbana del partido de La Plata, en el cordón frutihortícola (**Fig. 2.1**), mencionado anteriormente como una de las áreas de mayor producción hortícola del país. Estos bañados se han desvinculado del agua subterránea por la extracción intensiva de agua en la región para el abastecimiento de la población y la producción frutihortícola (Rodrigues Capítulo et al., 2020b). Ambas cuencas estudiadas en sus sectores medios y bajos han sido fuertemente modificadas a partir de rectificaciones, canalizaciones, dragados y entubamientos.

Bañado Carnaval

El arroyo Carnaval se origina de la confluencia de dos cursos de agua cercanos a la ruta provincial N° 36 y pertenece a la cuenca Carnaval-Martín (Hurtado et al., 2006). La longitud del curso principal es de 16,2 km y atraviesa en la cuenca alta y media, actividades como horticultura, floricultura y cultivos de soja, maíz y trigo, siendo la horticultura intensiva la principal actividad (Mac Loughlin et al., 2017). Mientras que en la cuenca baja se presenta la mayor densidad de población junto con algunas industrias.

El BDF se ubica cercano a la cabecera del arroyo (a 7 km, **Fig. 2.5A**, **Tabla 2.1).** El sitio presenta abundante vegetación acuática con predominio de *Typha latifolia* L., *Gymnocoronis spilanthoides* (D. Don ex Hook. & Arn.) DC. y *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. y árboles aislados como *Acacia melanoxylon* R. Br. (**Fig. 2.5B**). El área de estudio se encuentra rodeada por un terreno dedicado al cultivo de soja, el cual se desarrolla a menos de 100 m del arroyo (**Fig. 2.5C y D**).

Bañado Del Gato

El arroyo Del Gato tiene una longitud de 13,1 km y pertenece a la cuenca con su mismo nombre. Las actividades principales en la cuenca alta son la horticultura y la floricultura y un área suburbana (**Fig. 2.6D**). En la cuenca media se suman actividades industriales y se ve incrementada la urbanización y la densidad de la población. El sector inferior corresponde al tramo canalizado y con escasa población (Bazán et al., 2011). Actualmente, en la cuenca media alta, el crecimiento urbano va desplazando la producción agrícola abierta y aumenta la producción bajo cubierta, lo que modifica las condiciones de

escurrimiento de la cuenca y también el paisaje (Rotger & López, 2019; López & Rotger, 2020).

El BDF Del Gato se encuentra en la cuenca alta a 3 km de la cabecera del arroyo, próximo a la ruta provincial N°36 (**Fig. 2.6A**, **Tabla 2.1**), rodeado por terrenos con cultivos bajo cubierta principalmente (**Fig. 2.6C y D**). La vegetación del humedal está dominada por *Ludwigia peploides* (Kunth) P. H. Raven, *A. philoxeroides* e *Hydrocotyle ranunculoides* L. f. (**Fig. 2.6B**).

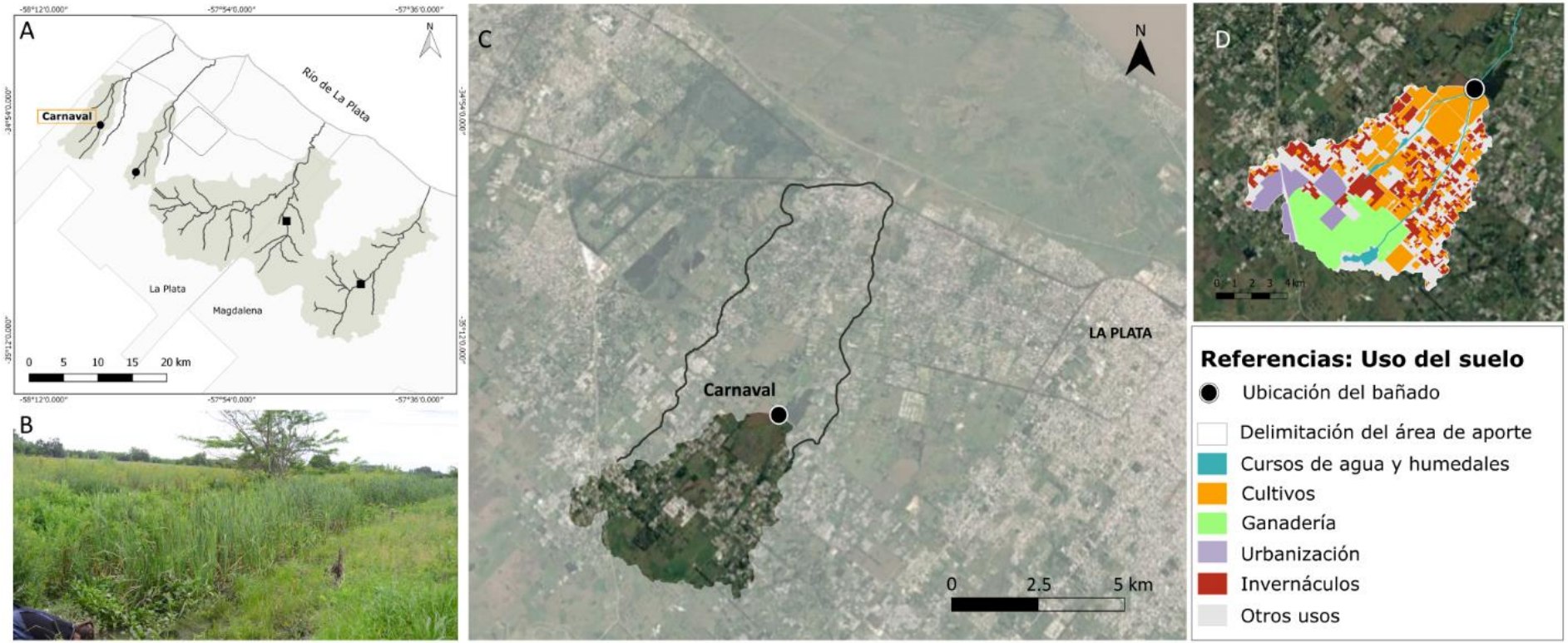


Figura 2.5 Descripción del bañado de desborde fluvial Carnaval, **A)** Ubicación del sitio en el mapa de estudio, **B)** Fotografía del sitio, **C)** Imagen satelital donde se señala el área de la cuenca y se observa el área de aporte del bañado y **D)** Detalle del uso del suelo en el área de aporte

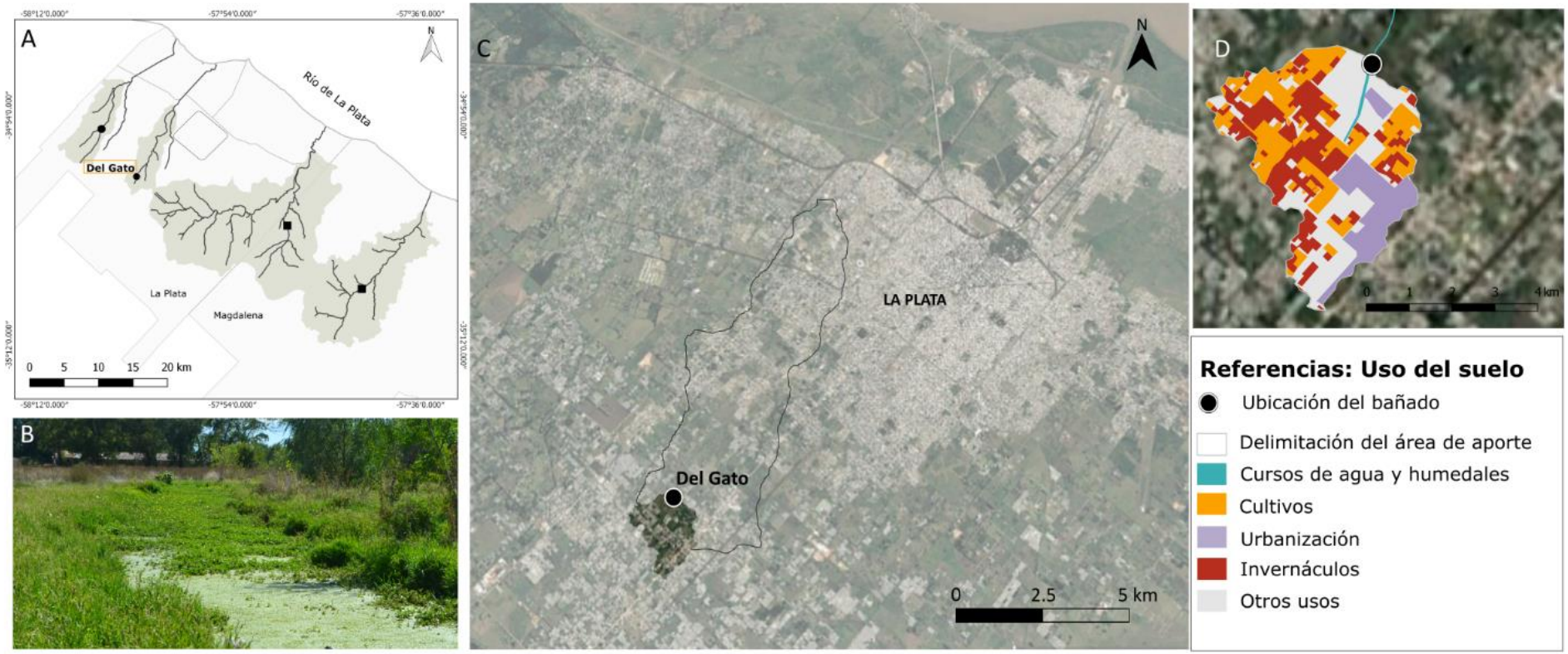


Figura 2.6 Descripción del bañado de desborde fluvial Del Gato, **A)** Ubicación del sitio en el mapa de estudio, **B)** Fotografía del sitio, **C)** Imagen satelital donde se señala el área de la cuenca y se observa el área de aporte del bañado y **D)** Detalle del uso del suelo en el área de aporte

2.2.2. Bañados rurales con uso del suelo ganadero extensivo

Los BDF considerados de menor impacto para este estudio se encuentran en la zona rural del partido de Magdalena. Estos ambientes se consideran bien preservados y aún conservan su conexión con el agua subterránea, siendo el caudal base aportado principalmente por la descarga del acuífero freático, que se encuentra a escasos centímetros por debajo del terreno (Rodrigues Capítulo et al., 2020b; Gómez et al., 2022). Ambos bañados presentan en sus cuencas un predominio de ganadería extensiva (0,7 vacas por Ha) con pastoreo sobre pastizal natural (Gómez et al., 2022). Esta actividad se ve reflejada en la vegetación ribereña de estos ambientes, que se caracteriza por el predominio de especies hemicriptófitas (Zanotti & Gómez, 2020). En su escurrimiento superficial hacia el estuario del Río de La Plata, ambos cursos de agua atraviesan zonas rurales con escasa intervención antrópica.

Bañado Cajaravillas

El arroyo Cajaravillas pertenece a la cuenca de mayor superficie de la región, la cuenca El Pescado. Tiene una longitud de 32,7 km y es el principal afluente del arroyo El Pescado y durante su recorrido atraviesa zonas con UGE.

Ubicado en la localidad de General Mansilla, el BDF Cajaravillas se encuentra dentro de un campo con ganadería pastoreando sobre pastizal natural (**Fig. 2.1**, **Tabla 2.1**). A pesar de que el ganado tiene acceso al cuerpo de agua, se ve dificultado su acercamiento por el abundante desarrollo y predominio de *Iris pseudacorus* L. También se encuentran bien representadas *Schoenoplectus californicus* (C. A. Meyer) Soják y *G. spilanthoides* (**Fig. 2.7**).

Bañado Chubichaminí

El arroyo Chubichaminí o Tubichaminí, como se lo conoce en la zona, pertenece a la cuenca de la Cañada Arregui y presenta una extensión del curso principal de 25.3 km.

El sector del arroyo donde está ubicado el BDF se localiza en la localidad de Roberto Payró (**Fig. 2.1, Tabla 2.1**). El bañado se caracteriza por predominio de S. californicus y *G. spilanthoides* y macrófitas sumergidas como *Ceratophyllum demersum* L. *y Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. (**Fig. 2.8**).

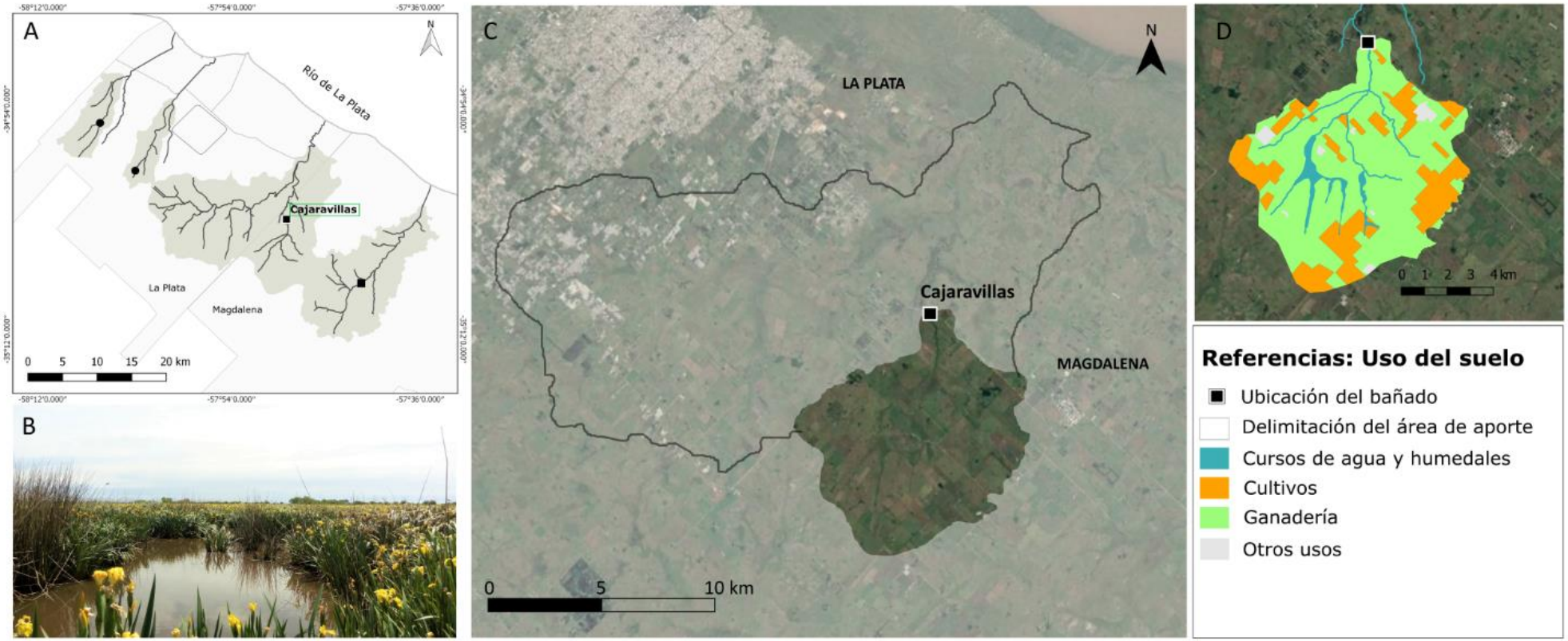


Figura 2.7 Descripción del bañado de desborde fluvial Cajaravillas, **A)** Ubicación del sitio en el mapa de estudio, **B)** Fotografía del sitio, **C)** Imagen satelital donde se señala el área de la cuenca y se observa sin transparencia el área de aporte del bañado y **D)** Detalle del uso del suelo en el área de aporte

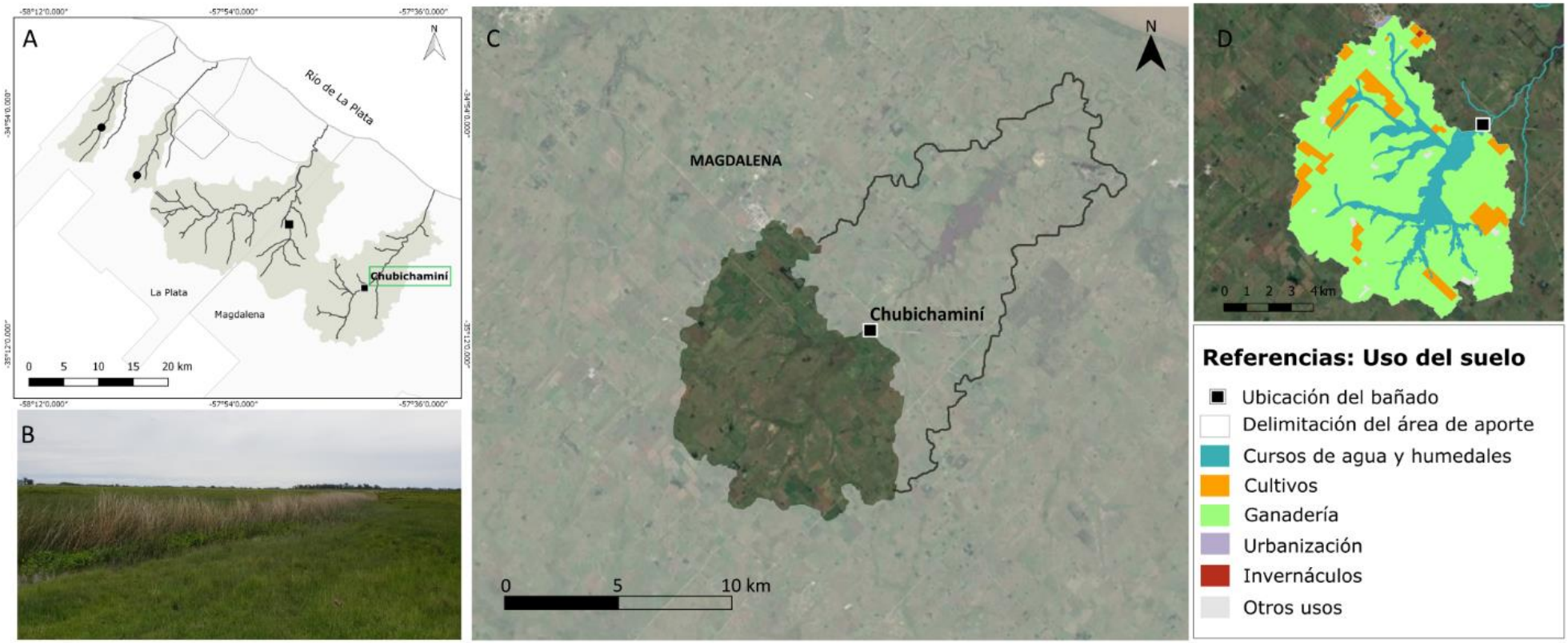


Figura 2.8 Descripción del bañado de desborde fluvial Chubichaminí, **A)** Ubicación del sitio en el mapa de estudio, **B)** Fotografía del sitio, **C)** Imagen satelital donde se señala el área de la cuenca y se observa el área de aporte del bañado y **D)** Detalle del uso del suelo en el área de aporte

3. *Materiales y métodos*

Los cuatro BDF se muestrearon durante la primavera-verano 2017-2018. En los capítulos siguientes, se detalla el diseño de muestreo seguido para responder las diferentes hipótesis y objetivos de la tesis. En todos los casos, se utilizó la metodología detallada a continuación tanto para la medición de parámetros fisicoquímicos e hidrológicos, la caracterización del ensamble de macrófitas y la descripción del ensamble de macroinvertebrados, así como de sus relaciones tróficas.

3.1.Caracterización ambiental

Para caracterizar los BDF de estudio, se tomaron varias variables ambientales como parámetros físicos y químicos del agua, parámetros hidrológicos, características del sedimento y de la vegetación (United States Environmental Protection Agency, 2016).

3.1.1. Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos

Se midieron *in situ* por triplicado la temperatura (T°, °C), el pH, la conductividad (mS cm^{-1}), el oxígeno disuelto (OD, mg L^{-1}), la turbidez (NTU) y los sólidos disueltos totales (SDT, mg L^{-1}) utilizando un sensor multiparamétrico HORIBA U-10. También se registró por triplicado la profundidad media (cm), el ancho mojado (m) y la velocidad de la corriente (correntómetro digital MiniAirWater 20) y se calculó el caudal (m^3 s^{-1}) a partir de los parámetros antes mencionados (Elosegi & Sabater, 2009).

A su vez, se colectaron por triplicado muestras de 250 ml de agua para estimar el fósforo total (PT, mg L^{-1}) y el nitrógeno total (NT, mg L^{-1}). Estos nutrientes reflejan el estado trófico de los humedales y proveen información importante sobre la posible eutrofización (Keddy, 1983). También se colectaron muestras de 500 ml de agua, que se conservaron en frío para el análisis de las demandas de oxígeno y concentración de nutrientes. Los análisis se realizaron en el laboratorio de Química del Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) siguiendo la metodología de American Public Health Association (APHA, 1998). Del total de la muestra de 500 ml, se utilizaron 250 ml para medir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y la demanda química de oxígeno (DQO). Los 250 ml restantes fueron filtrados utilizando filtros con una membrana de 0,45 µm de apertura de poro para determinar la concentración de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$, mg L^{-1}), nitrito ($N\text{-}NO_2^-$, mg L^{-1}), amonio ($N\text{-}NH_4^+$, mg L^{-1}) y fosfato ($P\text{-}PO_4^{3-}$, mg L^{-1}). A partir de los filtros, se midieron también los sólidos suspendidos totales (SST, mg L^{-1}) mediante una técnica estándar (APHA, 1998).

3.1.2. Materia orgánica y granulometría del sedimento

Se colectaron a campo muestras de sedimento para la estimación del contenido de materia orgánica total en sedimento (MO) y granulometría. En laboratorio, las muestras se secaron en estufa a 60 °C hasta peso constante, luego se registró el peso y se calcinaron a 500 °C durante 4 h para ser pesadas nuevamente y obtener el peso seco libre de cenizas (PSLC). Luego, se calculó el porcentaje total de MO (APHA, 1998). A partir de una alícuota de 20 gr de las muestras de sedimento, se separaron diferentes fracciones granulométricas por medio de tamices de diferente apertura de malla. La fracción más gruesa (grava) quedó retenida en un tamiz de 500 μm; las arenas, en tamices entre 500 y 62.5 μm; y las fracciones más finas, arcilla y limo se separaron por medio del método de la pipeta (APHA, 1998; Folk, 1974).

Además, con el fin de estimar las diferentes fracciones de materia orgánica particulada (MOP), se tomaron muestras adicionales de los primeros centímetros de sedimento utilizando un tamiz de 45 µm de apertura de malla en un cuadrado de 25 x 25 cm. En laboratorio, se emplearon tamices de 45 µm, 250 µm y 1000 µm de apertura para separar la MOP fina (MOPF), media (MOPM) y gruesa (MOPG), respectivamente. Se secaron las muestras de cada fracción en estufa a 60 °C hasta peso constante, luego se registró el peso y se calcinaron a 500 °C durante 4 h para ser pesadas nuevamente y obtener el peso seco libre de cenizas. A partir de la suma de las tres fracciones, se obtuvo el porcentaje relativo de cada fracción (APHA, 1998; Hutchens et al., 2017; Lamberti et al., 2017).

3.1.3. Cobertura de macrófitas

La cobertura de macrófitas se determinó mediante el método de la línea transecta o método de la línea-intercepción, comúnmente utilizado para comunidades vegetales terrestres (Smith, 1980). Este método recaba información del tramo a estudiar a partir de un conjunto de líneas que atraviesan el *stand* de macrófitas a relevar.

Para estimar la cobertura vegetal en un tramo de 30 m, en cada sitio se definieron cinco transectas espaciadas cada 7 m (**Fig. 3.1**). Una vez establecida la transecta, se registró la longitud de la misma (L = longitud total de la línea transecta) y para cada planta interceptada se registró: la especie y la longitud de la línea interceptada en forma directa por esa especie (I) (Rodrigues Capítulo et al., 2009). Se utilizaron claves locales para la identificación de las especies y la clasificación en base a su forma de vida: emergente, sumergida, flotante-arraigada y flotante libre (Cabrera & Fabris, 1948; Lahitte et al., 2004).

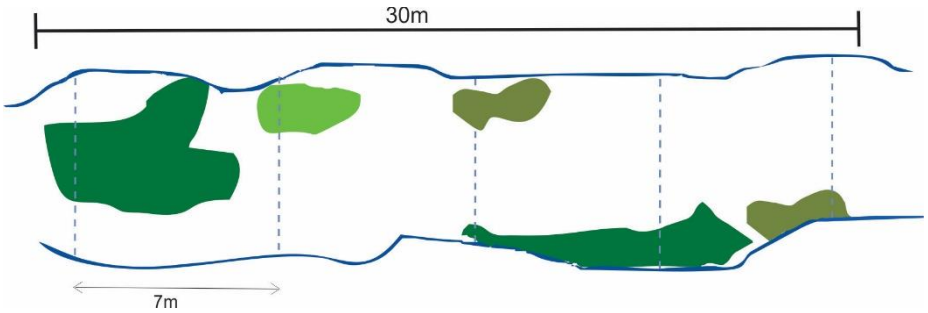


Figura 3.1 Esquema en vista desde arriba de un tramo del arroyo donde se indican las transectas utilizadas para determinar la cobertura de las macrófitas en cada sitio (modificado de Feijoó & Menéndez (2009))

La cobertura de cada especie y su cobertura relativa se calcularon con las siguientes ecuaciones:

$$C_i = Cobertura_i \quad = \left(\frac{\sum I_i}{L}\right) \times 100$$

$$Cr_i = \ Cobertura\ relativa_i \quad = \left(\frac{\sum I_i}{\sum I_t}\right) \times 100$$

También se estimó la superficie del tramo cubierto por vegetación denominada 'cobertura total':

$$Ct = Cobertura\ total \quad = \frac{\sum I_t}{L} \times 100$$

$\sum I_i$ = sumatoria de las intercepciones de la especie 'i'
L= longitud total de la línea transecta
$\sum I_t$ = sumatoria de las intercepciones para todas las especies

A partir de la lista de especies, se determinó la cobertura relativa y forma de vida de cada especie.

3.2.Ensamble de macroinvertebrados

3.2.1. Muestreo y procesamiento

Para el análisis del ensamble de macroinvertebrados, se colectaron los organismos tanto de la vegetación como del sedimento para abarcar los sustratos presentes (Barbour et al., 1999).

Los macroinvertebrados presentes en las carpetas de vegetación se colectaron por triplicado, utilizando un tamiz de 500 µm de apertura de malla dentro del área de un cuadrado de plexiglás de 25 x 25 cm (Cortelezzi et al., 2013; Ocon et al., 2013, **Fig. 3.2A**). Las

muestras se tomaron de las especies de macrófitas con mayor cobertura en el tramo. Por otro lado, los macroinvertebrados del sedimento se muestrearon por triplicado en áreas libres de vegetación, utilizando una draga Eckman de 100 cm^2, técnica específica para sustratos finos o blandos como los que se encontraron en los sitios de estudio (Rodrigues Capítulo et al., 2009).

Las muestras se acondicionaron con hielo y formaldehido al 5 % (v/v) en campo para ser tratadas posteriormente en laboratorio según la metodología propuesta por Barbour et al. (1999) y Rodrigues Capítulo et al. (2009). En laboratorio, se lavaron las muestras bajo agua utilizando un tamiz de 500 µm de apertura de malla. Posteriormente, se conservaron con alcohol al 70 % (v/v) y eritrosina B por al menos 24 h para la tinción de los organismos, facilitando así la separación de los mismos. Bajo microscopio binocular estereoscópico (lupa) Olympus, se identificaron y cuantificaron los macroinvertebrados llegando al nivel taxonómico más bajo posible utilizando las claves regionales (Domínguez & Fernández, 2009) y generales (Merrit et al., 2008) disponibles, así como consultando a especialistas de cada grupo (**Fig. 3.2B**). Una vez identificados y cuantificados los organismos, se guardaron separados por taxón para el posterior análisis de contenidos digestivos. En el caso de la familia Chironomidae, se pudo identificar a nivel de género solo en algunas muestras (**Tabla A3**); es por esto que los análisis se realizaron a nivel de familia.

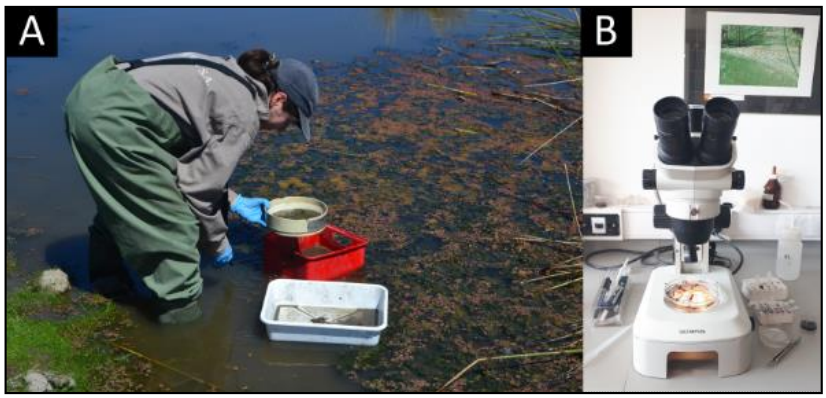


Figura 3.2 Muestreo y procesamiento de macroinvertebrados **A)** Muestreo de macroinvertebrados presentes en la vegetación, **B)** Separación, identificación y cuantificación de macroinvertebrados bajo la lupa

3.2.2. Métricas estructurales del ensamble

Las listas de abundancia de los taxones se transformaron a densidad (ind m^{-2}) para agrupar las muestras obtenidas de la vegetación y el sedimento. A partir de las listas unificadas, se calcularon las métricas mencionadas en la **Tabla 3.1** para las tres réplicas obtenidas por sitio y fecha. Los cálculos se realizaron utilizando los paquetes vegan

(Oksanen et al., 2019) y BiodiversityR (Kindt & Coe, 2005) del software R versión 3.6.3 (R Core Team, 2020) y RStudio (RStudio Team, 2020).

La riqueza taxonómica es considerada el descriptor más simple de la estructura de la comunidad (Magurran & McGill, 2011); es el más popular para medir los efectos de los disturbios antrópicos en las comunidades (Costello et al., 2004). Generalmente, la riqueza disminuye con mayores niveles de disturbio (Magurran & McGill, 2011). Por otro lado, el índice de diversidad de Shannon es uno de los índices más utilizados para estimar la diversidad en ecología de comunidades (Magurran & McGill, 2011).

Tabla 3.1 Métricas estructurales del ensamble de macroinvertebrados calculadas siguiendo la bibliografía mencionada.

Métrica	Significado	Referencia
Densidad total (Ind m^{-2})	número de individuos por unidad de área	(Magurran & McGill, 2011)
Riqueza taxonómica (S)	número total de taxones identificados en la muestra	(Magurran & McGill, 2011)
Diversidad taxonómica de Shannon (H')	$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i log p_i$ Donde S es el número total de taxones y pi=ni/N, ni= número de individuos del taxón i y N= número total de individuos	(Shannon & Weaver, 1949)

3.2.3. Métricas funcionales del ensamble

Los taxones encontrados en las muestras analizadas se asignaron a grupos funcionales alimentarios (GFA) de acuerdo a bibliografía (Cummins et al., 2005; Tomanova et al., 2006; Merrit et al., 2008; Domínguez & Fernández, 2009; Merritt et al., 2017). Para aquellos grupos taxonómicos donde la información era escasa o para los que más de una asignación funcional es posible, se definió la clasificación según lo hallado en el análisis de contenidos digestivos (ver sección 3.3.1). Para ello se siguió la clasificación propuesta por Merrit et al. (2008) a partir del ítem dominante que consumieron (mayor al 60 % de abundancia): fragmentadores (tejidos de plantas vasculares, materia orgánica particulada gruesa mayor a 1000 µm), colectores-recolectores (materia orgánica particulada fina tomada del sedimento/sustrato), colectores-filtradores (materia orgánica particulada fina en suspensión filtrada de la columna de agua), predadores (otros animales) y raspadores (perifiton y material asociado). A partir de ello, se calculó la abundancia relativa de los

grupos funcionales alimentarios para las tres réplicas de cada sitio y fecha, obteniéndose en cada caso la proporción de predadores, de colectores-recolectores, de colectores-filtradores, de raspadores y de fragmentadores (Miserendino & Masi, 2010).

3.3. Estructura trófica

3.3.1. Análisis de contenidos digestivos

A partir de la identificación de los macroinvertebrados, se seleccionaron al azar al menos 10 individuos de cada taxón combinando las muestras de vegetación y sedimento; en aquellos casos en que la abundancia era menor a 10 se miró el total de individuos. La obtención del contenido de la primera parte del tracto digestivo se realizó mediante la disección de los organismos bajo microscopio estereoscópico (**Fig. 3.3A**); la técnica para ello varió según la anatomía de cada taxón (Rosi-Marshall et al., 2016). Una vez removido el contenido, se conservó en tubos Eppendorf con formol al 5 % y Rosa de Bengala durante 24 horas. La aplicación de este colorante ayuda a diferenciar el tejido del individuo del resto del material ingerido (**Fig. 3.3B**). Luego, se homogeneizó el contenido con agua destilada y se montó en preparados, se utilizó el método squash entre el portaobjetos y el cubreobjetos para garantizar la dispersión del contenido estomacal (Muñoz et al., 2009). El análisis de los preparados se realizó bajo microscopio óptico a 400X y para la identificación y estimación cuantitativa de los ítems alimentarios se tomaron fotografías de 15 campos al azar con una cámara Olympus E-330 utilizando el software Olympus Studio (López-van Oosterom et al., 2016; Ocon et al., 2013, **Fig. 3.3C**). Para el análisis de imágenes se utilizó el programa ImageJ, midiendo en cada imagen el área cubierta por cada ítem alimentario, expresándose como abundancia relativa porcentual del total del contenido (Jaarsma et al., 1998; Muñoz et al., 2009; Rosi-Marshall et al., 2016).

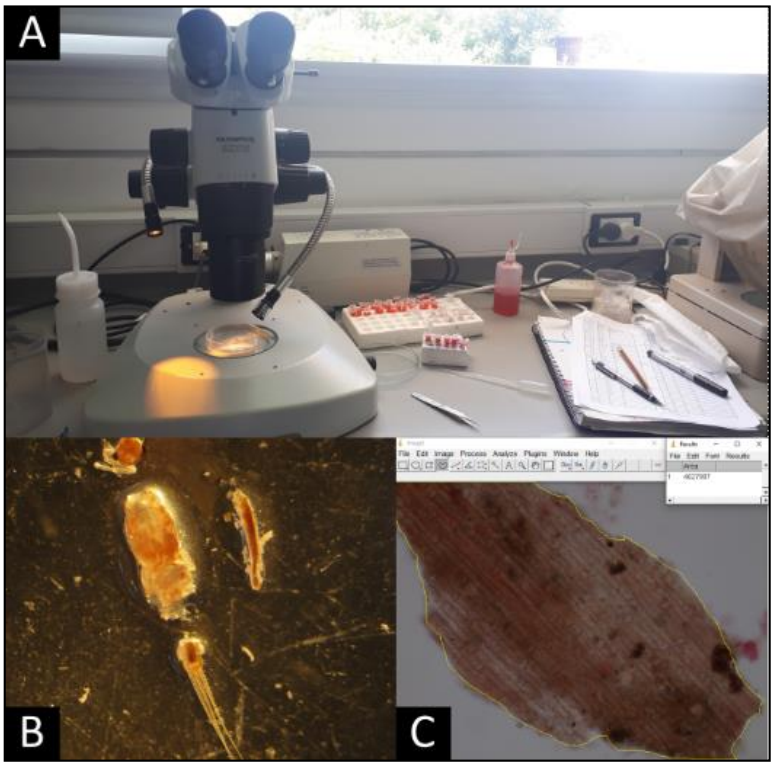


Figura 3.3 Análisis de contenidos digestivos **A)** Disección de organismos bajo lupa y almacenaje de contenidos digestivos en tubos Eppendorf, **B)** Vista bajo lupa de la separación del contenido digestivo de un ejemplar de *Caenis* sp., **C)** Análisis de imágenes utilizando el software ImageJ

3.3.2. Atributos tróficos

Para la determinación de la estructura trófica, se utilizaron los datos obtenidos en los análisis de contenidos digestivos. Para aquellos grupos taxonómicos (tales como hemípteros, *Helobdella*, *Girardia*, nemátodes, hydrachnidos, bivalvos, oligoquetos, colémbolos, cyprididos, ciclopoideos y cladóceros) presentes en el ensamble, pero cuyo contenido digestivo no pudo ser analizado ya sea por su hábito suctorial (Merrit et al., 2008; Nielsen et al., 2018), la falta de detalle taxonómico o pequeño tamaño corporal; las relaciones tróficas fueron establecidas según referencias bibliográficas y se indican en la **Tabla A1** (Layer et al., 2013; Mor et al., 2018). Estos enlaces tróficos adicionales se basaron en la suposición de que un enlace se realizaría entre dos nodos en un sitio de estudio si el mismo enlace estaba descrito en otro sistema donde los nodos coexisten y si el recurso estaba presente en los contenidos digestivos de los taxones analizados para el mismo sitio (Layer et al., 2013). En el caso de los oligoquetos, se partió de los géneros presentes en los bañados de estudio mencionados en Rodrigues Capítulo et al. (2020a) para poder establecer posibles ítems alimentarios a partir de la bibliografía. Para cada caso de estudio se creó una matriz binaria de consumidores vs recursos, tomando un valor de 1 si existía relación o de 0 si no. En el caso de los individuos de la familia Chironomidae, se identificaron los contenidos

digestivos a nivel de género (**Tabla A3**), pero para la estimación de las relaciones tróficas se agruparon a nivel de familia (**Tabla A2**) para tener concordancia con los análisis estructurales del ensamble y por ser el detrito el consumo principal de todos los géneros hallados (Altieri et al., 2019).

La representación gráfica de cada red y el cálculo de las atributos estructurales de tipo cualitativo se realizaron utilizando el paquete *Cheddar* (Hudson et al., 2013) del software R y el software Newtork 3D (Yoon et al., 2004; Williams, 2010). Los atributos de la red trófica estimados se presentan en la **Tabla 3.2**; estas métricas tienen en cuenta el número de nodos tróficos (taxones consumidores y recursos) y enlaces (interacciones entre nodos) de la red (Thompson et al., 2012). Dentro de estas métricas, algunos autores consideran la densidad de enlaces como el mejor parámetro de complejidad de las tramas tróficas, ya que incluye la proporción de enlaces y el tamaño de la red (Dell et al., 2005; Montoya et al., 2006; Layer et al., 2010).

3.4.Análisis estadísticos generales

Los análisis estadísticos realizados para responder a cada objetivo se detallan en los capítulos siguientes. Los mismos se realizaron utilizando el software R versión 3.6.3 (R Core Team, 2020) y el RStudio (RStudio Team, 2020). En líneas generales, para evaluar las diferencias en los parámetros fisicoquímicos, hidrogeomorfológicos y las métricas de macroinvertebrados con el fin de responder a cada objetivo se realizaron modelos lineales mixtos (MLM) y modelos lineales generalizados mixtos (MLGM). Los MLM Y MLGM son extremadamente útiles, ya que permiten la inclusión de efectos aleatorios, así como efectos fijos, en sistemas biológicos jerárquicos complejos y realistas que tratan simultáneamente con variables de respuesta no normales (como datos binarios y de conteo; Grueber et al., 2011).

Previo a los análisis se realizaron histogramas exploratorios de las variables y se transformaron las variables continuas con ln(x+1) y las variables expresadas como proporción con arcoseno (Zuur et al., 2010). Para este tipo de variables se asumió una distribución de tipo Gaussiana de los errores (función de enlace: identidad) y el método de ajuste utilizado fue el ajuste por verosimilitud restringida (REML) indicado por su robustez en diseños desbalanceados que es lo usual en estudios observacionales (Zuur et al., 2009). Por otro lado, para las variables discretas, como es el caso de la riqueza de macroinvertebrados, se asumió una distribución Poisson de los errores (función de enlace: log) y se realizaron los modelos utilizando el paquete lme4 (Bates et al., 2015).

Tabla 3.2 Atributos estructurales de las redes tróficas utilizadas. Bibliografía consultada: [1] Williams & Martinez (2000) [2] Bersier et al. (2002), [3] Yule et al. (2010), [4] Thompson et al. (2012).

Atributos	Significado	Referencia
Propiedades de los nodos		
Tamaño de la red (ST)	Número de nodos tróficos presentes en la red	[1] , [4]
Proporción de nodos top (%T)	Fracción de nodos con presas, pero sin consumidores	[1] , [2]
Proporción de nodos intermedios (%I)	Fracción de nodos que tienen presas y consumidores	[1] , [2]
Proporción de nodos basales (%B)	Fracción de nodos que solo tienen consumidores	[1] , [2]
Relación recursos : consumidores	Fracción de recursos sobre consumidores (={%I+%B)/{%T+%I))	[2]
Propiedades de los enlaces		
Número de enlaces tróficos (L)	Número de interacciones tróficas	[1]
Densidad de enlaces (LD)	Número de enlaces tróficos por nodo (LD=L/ST)	[2]
Complejidad de enlaces	Relación entre el tamaño de red y la conectancia (ST/C)	[3]
Conectancia (C)	Proporción de enlaces observados de los enlaces posibles ($C=L/S^2$)	[1] , [2]
Propiedades de las cadenas		
Promedio del largo de las cadenas (mFCL)	Promedio de enlaces encontrados en una cadena alimentaria dentro de la red	[1] , [2]
DE del largo de la cadena (deFCL)	Desvío estándar del largo de las cadenas	[1] , [2]
Longitud máxima de la cadena (maxFCL)	Número máximo de enlaces encontrados en una cadena alimentaria dentro de la red	[1] , [2]
Propiedades de omnivoría		
Grado de omnivoría (%O)	Fracción de taxones que consumen en más de un nivel trófico	[1] , [2]
Propiedades de las redes		
Generalidad normalizada (sdG)	Generalidad (número de recursos por consumidor) normalizada por LD	[1] , [2]
Vulnerabilidad normalizada (sdV)	Vulnerabilidad (número de consumidores por recurso) normalizada por LD	[1] , [2]

De acuerdo a las consideraciones de Zuur et al. (2009), se determinó el modelo con mejor ajuste según la teoría de la información para ello; primero se definieron los modelos candidatos para hallar la estructura de la componente aleatoria óptima; en segundo, se realizó la posteior comparación entre los diferentes modelos utilizando el criterio de la información de Akaike calculando el AIC de cada modelo mediante la función AICc() del paquete MuMIn (Barton, 2020) que dice que cuanto menor es el valor de AICc mejor es el ajuste del modelo y más parsimonioso; por último, una vez definida la estructura óptima de la componente aleatoria, se verificó el modelo obtenido contra el modelo nulo.

Para verificar que el modelo sea el adecuado, se analizaron los residuos normalizados del modelo estimado. Se graficaron los residuos frente a los valores predichos para verificar que hubiera homocedasticidad. También se realizó un histograma y un qqplot de los residuos para verificar que hubiera normalidad (Zuur & Ieno, 2016). En los casos en que se observó heterogeneidad en el gráfico se probó con el siguiente modelo más parsimonioso para determinar si se observaba mejor homocedasticidad en los gráficos de residuos. Por último, en aquellos casos en que no se cumplió la homocedasticidad en los modelos ajustados con una distribución de errores Gaussiana se utilizó una distribución Gamma con función de enlace inversa (Zuur et al., 2009) utilizando el paquete lme4 (Bates et al., 2015).

4. Efectos del uso del suelo en bañados de desborde fluvial pampeanos

4.1.Introducción

El crecimiento sin precedentes de la población urbana de los últimos siglos acarrea demandas de producción y consumo que alteran el uso de los suelos y la biodiversidad (Grimm et al., 2008). Usualmente, la agricultura es el uso del suelo más frecuente alrededor de los centros urbanos, cubriendo áreas periurbanas y rurales, lo que afecta la estructura y dinámica de los humedales (Ehrenfeld, 2000; Gómez et al., 2022). En el área de estudio de la presente tesis, las principales actividades vinculadas con los usos del suelo son la agricultura, la ganadería y la urbanización (Amuchástegui et al., 2016; Baldini et al., 2019; Graziano et al., 2021).

Las actividades humanas relacionadas con la agricultura son las principales impulsores de la degradación ecológica en los ecosistemas fluviales y humedales, especialmente como resultado del aumento de nutrientes, sedimentos finos y otros contaminantes (Allan, 2004; Dudgeon et al., 2006; Blann et al., 2009; Dornelas et al., 2009; Davidson, 2014; Everard & Wood, 2018). Los fertilizantes aplicados indiscriminadamente en actividades agrícolas intensivas constituyen una de las fuentes más importantes de contaminación por carga de nutrientes en estos ecosistemas (Grashof-Bokdam & van Langevelde, 2005; Strokal et al., 2016). El exceso de estos nutrientes, como fósforo y nitrógeno, transportados a los cursos fluviales, reduce la calidad del agua debido a cambios en la composición de los ensambles de algas y macrófitas y a las bajas concentraciones de oxígeno (Blann et al., 2009; Woodward et al., 2012). Esto, sumado al uso de pesticidas, tiene varios efectos negativos sobre la biodiversidad de los ecosistemas de agua dulce, como el reemplazo y la pérdida de especies en los diferentes ensambles (Gustafson & Wang, 2002; Craft et al., 2007; Chalar et al., 2013; Lange et al., 2014; Laterra et al., 2018).

Por otro lado, la ganadería puede impactar en los humedales de forma directa o indirecta, a partir de la herbivoría sobre la vegetación acuática, el aporte de nutrientes por la orina y la deposición fecal y pisoteo del sedimento (Steinman et al., 2003; Schmutzer et al., 2008; Mugni et al., 2013; Epele & Miserendino, 2015). A pesar de ello, se ha documentado que, al plantearse esta actividad de forma extensiva, no representa una amenaza grave sobre la calidad ecológica de los cuerpos de agua de la ecorregión Pampa. Es así que los arroyos rodeados por una baja carga de ganado, que se alimenta sobre

pasturas naturales, son considerados los de menor impacto para la región (Solis et al., 2018; Arias et al., 2020; Paracampo et al., 2020; Gómez et al., 2022).

La estructura del ensamble de macroinvertebrados puede estar fuertemente influenciada por las prácticas de uso del suelo en las cuencas (Sponseller et al., 2001). El uso de este ensamble como indicador de calidad de agua por el impacto del uso del suelo es ampliamente reconocido (Rodrigues Capítulo et al., 2001; Bunn et al., 2010; Hershey et al., 2010; Malacarne et al., 2016). La reducción en la calidad del agua producida por el uso del suelo agrícola se asocia a una disminución en la diversidad, riqueza y densidad del ensamble de macroinvertebrados, así como a una disminución en la abundancia de grupos sensibles (Genito et al., 2002; Lange et al., 2014; Malacarne et al., 2016).

La composición funcional a través de los GFA, puede reflejar la adaptación de las especies a las diferentes condiciones ambientales (Tomanova et al., 2006). Además, analizar las relaciones tróficas entre los macroinvertebrados en los ecosistemas acuáticos permite comprender la estructura y la dinámica del ensamble y aportar al conocimiento del funcionamiento general de estos sistemas en aspectos tales como el reciclado de materia y el flujo de energía (Perkins et al., 2010). Se ha sugerido que los efectos del uso del suelo también tienen profunda influencia en las redes tróficas de ambientes fluviales (Woodward & Hildrew, 2002). El impacto de los diferentes usos de la tierra en la composición taxonómica y nutricional de los recursos basales puede generar efectos en cascada a niveles tróficos más altos (Fleeger et al., 2003), alterando la estructura y el flujo de energía a través de toda la red trófica (Parreira de Castro et al., 2016; Price et al., 2019). Puntualmente, los aportes de nutrientes regulan la biomasa y composición de especies de conjuntos de algas y diatomeas (Shieh et al., 2002; Licursi et al., 2016) que forman parte de la dieta de los macroinvertebrados. El aumento en la productividad primaria reduce la competencia por recursos basales, lo que favorece la abundancia de especies generalistas más tolerantes y reduce el número de taxones especializados; esto genera una disminución en el número de enlaces en las redes tróficas y genera una simplificación de las mismas (Blann et al., 2009; Sroczyńska et al., 2020). En este sentido, al aumentar los impactos antrópicos asociados con la eutrofización (Coll et al., 2011; O'Gorman et al., 2012) o puntualmente con la agricultura (Baumgartner & Robinson, 2017; Schrama et al., 2017), las propiedades de las redes tróficas pueden reflejar su propia degradación o simplificación.

En un contexto de cambios y pérdidas sin precedentes en la biodiversidad y funciones ecosistémicas de los ambientes de agua dulce (Albert et al., 2021), comprender los efectos

del uso del suelo en el estado ecológico de ambientes fluviales es un objetivo clave para su gestión y conservación. Por lo tanto, resulta fundamental aportar al conocimiento de la diversidad y los efectos del uso del suelo en humedales de una de las regiones más productivas y en constante crecimiento urbano de Argentina como lo es la ecorregión Pampa.

4.2.Objetivos e hipótesis

Objetivo general

Evaluar el ensamble y las relaciones tróficas de macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial de la ecorregión Pampa afectados por diferentes usos del suelo en sus cuencas: periurbanos con agricultura intensiva y rurales con ganadería extensiva.

Objetivos específicos

- Caracterizar la calidad del agua de los bañados de desborde fluvial de ambos usos del suelo.
- Determinar la densidad, riqueza taxonómica y diversidad de los BDF de ambos usos del suelo.
- Describir la composición taxonómica y de grupos funcionales alimentarios del ensamble de macroinvertebrados de los BDF de ambos usos del suelo.
- Definir el valor que toma el Índice Biótico Pampeano (IBPAMP), creado para arroyos en los bañados de estudio y la utilidad del mismo en estos ambientes.
- Describir las relaciones tróficas de macroinvertebrados en los BDF de ambos usos del suelo.

Hipótesis y predicciones

El uso del suelo afecta la calidad del agua de los bañados de desborde fluvial, provocando diferencias a nivel del ensamble y de las tramas tróficas de macroinvertebrados entre bañados periurbanos con agricultura intensiva y rurales con ganadería extensiva.

Las predicciones que se desprenden de esta hipótesis son que, en comparación con bañados con ganadería extensiva, los bañados asociados a uso del suelo agrícola intensivo presentarán:

a) menor calidad del agua reflejada en mayores concentraciones de nutrientes y menores concentraciones de oxígeno disuelto,

b) menor densidad, riqueza y diversidad taxonómica de macroinvertebrados,
c) menor Índice Biótico Pampeano (IBPAMP): ensamble de macroinvertebrados compuesto por una mayor abundancia de taxa tolerantes a malas calidades de agua y menor abundancia de aquellos sensibles,
d) diferente proporción de grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados: mayor proporción de raspadores,
e) redes tróficas de macroinvertebrados más simples y diferencias en los atributos estructurales de las mismas.

4.3. Metodología específica

4.3.1. Diseño de muestreo

Se realizaron cinco muestreos (septiembre, octubre y diciembre de 2017 y febrero y marzo de 2018) en los cuatro BDF mencionados en el Capítulo 2: Carnaval y Del Gato, ubicados en arroyos periurbanos con UAI y Cajaravillas y Chubichaminí ubicados en arroyos rurales con UGE, considerados de menor impacto (**Fig. 2.1**). Los muestreos se realizaron en primavera-verano para disminuir la variabilidad estacional en cuanto a la diversidad y complejidad del ensamble y las tramas tróficas (López van Oosterom, 2014) y por ser la época de mayor aplicación de agroquímicos (Arias et al., 2020). En la sección 2.2 se encuentra una descripción detallada de los cuatro BDF de estudio.

4.3.2. Caracterización ambiental

En cada sitio y fecha de muestreo se tomaron los parámetros físicos, químicos e hidrogeomorfológicos in situ y muestras de agua y sedimentos para análisis en laboratorio (detalles metodológicos en la sección 3.1.1 y sección 3.1.2).

En el caso del muestreo de septiembre de 2017, las muestras de sedimento también se utilizaron para la estimación de la granulometría. Por último, en los muestreos de octubre 2017 y febrero 2018 (y marzo 2018 en Carnaval por estar seco en febrero) se tomaron muestras adicionales por tripilcado de sedimento para estimar el contenido relativo de las diferentes fracciones de materia orgánica particulada (MOPF, MOPM y MOPG).

Además de registrarse los parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos en cada sitio y fecha de muestreo, se determinó la cobertura total de macrófitas y la cobertura relativa de cada especie y forma de vida. Ver sección 3.1.3 para detalles de la metodología.

4.3.3. Ensamble de macroinvertebrados

Se colectaron y procesaron las muestras de macroinvertebrados siguiendo la metodología mencionada en la sección 3.2.1. Posteriormente se calcularon las métricas mencionadas en la sección 3.2.2 y sección 3.2.3: densidad total, riqueza taxonómica, el índice de diversidad de Shannon y la abundancia relativa de cada GFA.

Índice Biótico Pampeano

Se aplicó el Índice Biótico para ríos y arroyos pampeanos (IBPAMP) para determinar la calidad ecológica de los sitios a partir del ensamble de macroinvertebrados hallado tanto en vegetación como en sedimento (Rodrigues Capítulo et al., 2001). El IBPAMP se basa en la sensibilidad conocida de determinados taxones y en la riqueza taxonómica presente en cada sitio. Toma un valor de 0 a 13 indicando diferentes niveles de polución (**Tabla 4.1**). Su estimación se hizo a partir de la riqueza taxonómica total de cada sitio, para lo que se agruparon las muestras recolectadas en la vegetación y el sedimento.

Tabla 4.1 Clases de calidad de agua según el Índice Biótico para ríos y arroyos pampeanos (IBPAMP).

Clase	Índice Biótico IBPAMP	Significado	Color
I	10-13	No poluida	Azul
II	8-9	Suavemente poluida	Verde
III	6-7	Moderadamente poluida	Amarillo
IV	4-5	Fuertemente poluida	Naranja
V	1-3	Muy fuertemente poluida	Rojo

4.3.4. Estructura trófica

A partir del análisis de contenidos digestivos y búsqueda bibliográfica, se crearon redes tróficas acumulativas de todo el periodo de estudio para cada BDF, lo que permitió obtener una red trófica por BDF. A partir de las mismas, se calculó el promedio de los 15 atributos estructurales de las redes tróficas mencionadas en la **Tabla 3.2** de Materiales y métodos para cada uso del suelo.

4.3.5. Análisis estadísticos

Los BDF se caracterizaron por los parámetros fisicoquímicos mediante el análisis de componentes principales (ACP). Antes del análisis, se estandarizaron las variables y se utilizó

el promedio de cada muestreo para aquellas variables que se tomaron por triplicado. A su vez, aquellas variables que presentaron poca contribución, que presentaron baja correlación con el primer y segundo componente, fueron eliminadas para simplificar el análisis (Kassambara, 2017). El ACP se realizó utilizando los paquetes factoextra (Kassambara & Mundt, 2020) y FactoMineR (Lê et al., 2008).

Para evaluar las diferencias entre usos del suelo en los parámetros fisicoquímicos y las métricas estructurales y funcionales de macroinvertebrados se realizaron MLM y MLGM (ver sección 3.4). En este capítulo se evaluó como factor fijo 'Uso del suelo', compuesto por dos niveles: BDF con UAI y BDF con UGE. Teniendo en cuenta la no independencia espacial 'Arroyo' (Carnaval, Del Gato, Cajaravillas y Chubichaminí) y temporal 'Fecha' (septiembre-2017, octubre-2017, diciembre-2017, febrero-2018, marzo-2018), se utilizaron estos factores como factores aleatorios. Por lo tanto, ha quedado descripto el modelo por la siguiente fórmula:

$$yi = \beta 0 + \beta 1\mathrm{i}\ (Uso\ del\ suelo) + b1j\ (Arroyo) + b2k\ (Fecha) + \varepsilon$$

En el caso de los modelos creados para la DBO_5, DQO, $N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NO_2^-$, $N\text{-}NH_4^+$, $P\text{-}PO_4^{3-}$ y SST, se removió el factor fecha por contar con un único dato por fecha. A su vez, para estos parámetros fisicoquímicos, al no cumplirse la homocedasticidad en los modelos ajustados con una distribución de errores Gaussiana, se utilizó una distribución Gamma con función de enlace inversa (Zuur et al., 2009).

Para analizar posibles diferencias en la composición taxonómica de macroinvertebrados entre usos del suelo, se utilizó un análisis de varianza multivariante permutacional (PERMANOVA), con 'Arroyo' anidado dentro de "Uso del suelo". El PERMANOVA se aplicó sobre matrices de disimilitud de Bray-Curtis calculadas a partir de los datos de densidad de macroinvertebrados. También se realizaron análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para identificar aquellos taxones que aportaban más a las diferencias entre usos del suelo (Clarke & Warwick, 2001). Antes de realizar ambos análisis, los datos de densidad fueron transformados a ln(x+1) con el fin de reducir la influencia de los taxones muy abundantes (Anderson et al., 2006). Los análisis se realizaron utilizando los paquetes vegan (Oksanen et al., 2019) y BiodiversityR (Kindt & Coe, 2005).

Para evaluar la relación entre las variables ambientales y la composición del ensamble de macroinvertebrados, se realizó un Análisis de Redundancia (RDA, Redundancy Analysis, (Legendre et al., 2011) utilizando el paquete vegan (Oksanen et al., 2019). En el RDA, una

matriz de variables explicativas (variables ambientales) es utilizada para explicar la variación en las variables respuesta (densidad de macroinvertebrados) (Borcard et al., 2011). Previo al análisis, los taxones con densidad relativa total menor a 0,5 % se excluyeron para reducir la influencia de especies raras (Arias et al., 2020; Griffith et al., 2001) y la matriz de taxones utilizada se estandarizó a través del método Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001). Por otro lado, los datos ambientales fueron transformados con ln(x+1), excepto el pH que no se transformó y los datos porcentuales que se transformaron con arcoseno. Una vez realizado el RDA con todas las variables ambientales, se utilizó la función vif.cca para identificar aquellas variables fuertemente correlacionadas (valor de inflación> 10) y así removerlas del análisis (Borcard et al., 2011). A partir de las variables retenidas, se realizó la selección de las variables significativas ($p < 0,05$) mediante 999 permutaciones utilizando la función ordistep (Blanchet et al., 2008). La significancia del análisis y de los ejes del RDA también se testeó mediante pruebas de permutación ($p < 0,05$). Por último, a partir del RDA realizado se graficó un triplot que incluyó el ordenamiento de los sitios y de las especies de macroinvertebrados en función de las variables ambientales significativas.

4.4.Resultados

4.4.1. Caracterización ambiental

Los cuatro BDF estudiados presentan diferentes características hidrogeomorfológicas y de granulometría (**Tabla 4.2**). El BDF Carnaval estuvo completamente seco durante la campaña de febrero 2018 (**Fig. 4.1**). El BDF Cajaravillas presentó mayores valores de ancho y profundidad, presentando valores similares de caudal y velocidad con el BDF Chubichaminí. La granulometría en el BDF Del Gato resultó similar a la del BDF Cajaravillas, presentando mayor porcentaje de arcillas, seguida de limo y, en menor medida, arena (**Tabla 4.2**). Por otro lado, el Carnaval presentó porcentajes mayores de arcilla y limo, seguidos en menor medida por arena y con muy poco aporte de grava. Por último, el Chubichaminí presentó un mayor porcentaje de arena y limo, seguido en menor medida por arcilla y escasa proporción de grava (**Tabla 4.2**).

Tabla 4.2 Promedio y error estándar de los parámetros hidrogeomorfológicos registrados durante el periodo de estudio (septiembre-2017, octubre-2017, diciembre-2017, febrero-2018, marzo-2018) y de la granulometría estimada en el muestreo de septiembre 2017 en los bañados de desborde fluvial de ambos usos del suelo (UAI: uso agrícola intenisvo, UGE: uso ganadero extensivo).

		UAI		UGE	
		Carnaval	Del Gato	Cajaravillas	Chubichaminí
Ancho mojado (m)		1,65 ± 0,35	4,11 ± 0,35	32,05 ± 16,86	5,03 ± 1,23
Caudal (m^3 s^{-1})		0,01 ± 0	0,02 ± 0	0,05 ± 0,03	0,05 ± 0,03
Velocidad máxima (m s^{-1})		0,06 ± 0,02	0,03 ± 0	0,07 ± 0,03	0,09 ± 0,05
Profundidad promedio (m)		0,13 ± 0,03	0,32 ± 0,01	0,18 ± 0,03	0,13 ± 0,02
Granulometría	**%Grava**	1,31	0	0	1,05
	%Arena	14,02	7,95	10,69	40,63
	%Limo	41,91	36,88	34,06	37,51
	%Arcilla	42,76	55,17	55,25	20,8

Figura 4.1 Bañado de desborde fluvial del arroyo Carnaval completamente seco durante la campaña de febrero de 2018

A partir del análisis de componentes principales, se pudo observar un ordenamiento de los sitios en función de los usos del suelo (**Fig. 4.2**). Los dos primeros ejes del ACP explicaron el 62,8 % de la varianza general (**Fig. 4.2**). El primer eje (42,7 %) reflejó las diferencias en las variables fisicoquímicas entre los dos usos del suelo estudiados. Los bañados con UAI se caracterizaron por una concentración mayor de nutrientes (NT, PT y P-PO_4^{3-}) y DBO_5. Por el contrario, los bañados con UGE se caracterizaron por altos valores de pH, conductividad, SST y OD. El segundo eje (20,1 %) mostró una correlación positiva con el N-NH_4^+, la turbidez y la DQO. El BDF Cajaravillas se relacionó con un alto porcentaje de MO en sedimento

durante tres de los muestreos realizados (diciembre-2017, febrero-2018 y marzo-2018). La correlación entre los ejes del ACP y las variables fisicoquímicas se muestran en la **Tabla A4** del anexo.

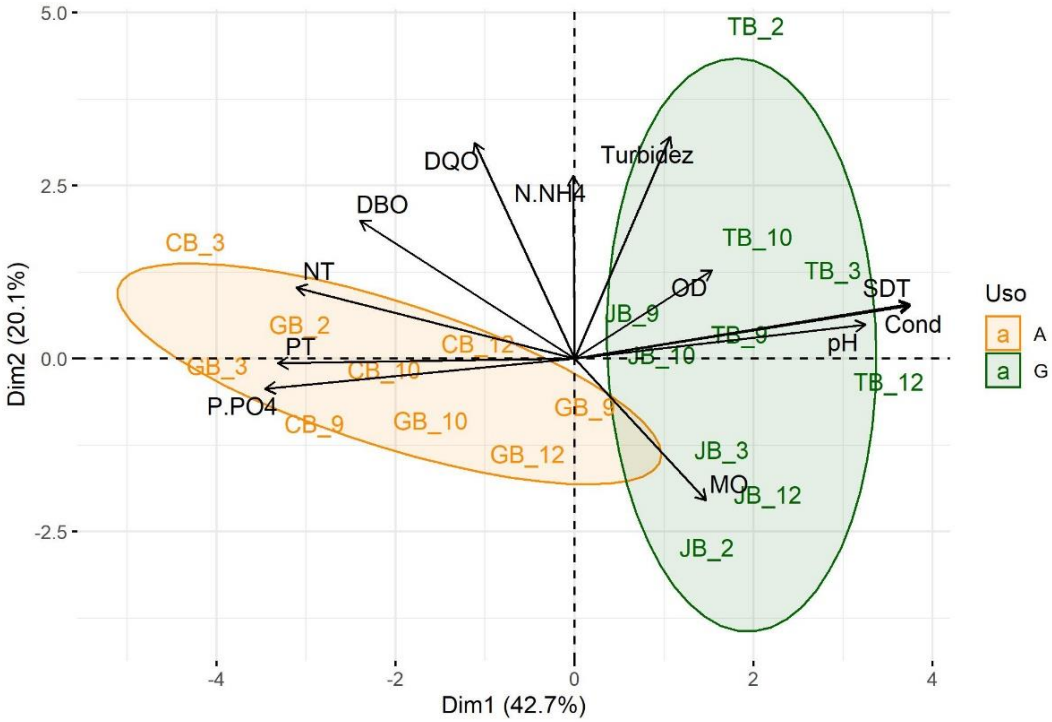


Figura 4.2 Análisis de componentes principales (ACP) de las variables fisicoquímicas registradas durante el periodo de estudio (9: septiembre-2017, 10: octubre-2017, 12: diciembre-2017, 2: febrero-2018, 3: marzo-2018) en los cuatro bañados de desborde fluvial estudiados (CB: Carnaval, GB: Del Gato, JB: Cajaravillas, TB: Chubichaminí). Naranja: uso del suelo agrícola intensivo (A), verde: uso del suelo ganadero extensivo (G). Cond: conductividad, OD: oxígeno disuelto, SDT: sólidos disueltos totales, N.NH4: amonio, P.PO4: fosfato, DBO: demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, PT: fósforo total, NT: nitrógeno total, MO: porcentaje de materia orgánica en sedimento

A partir de los resultados de los MLM y MLGM se encontraron diferencias estadisticamente significativas entre BDF con diferente uso del suelo en varios parámetros fisicoquímicos analizados (**Tabla 4.3**). Durante el periodo estudiado, los BDF con UAI presentaron concentraciones significativamente mayores de PT, NT y P-PO_4^{3-}, mostrando valores tres veces mayores que los hallados en los BDF con UGE (**Tabla 4.3**). Por el contrario, estos BDF presentaron valores significativamente mayores de pH, conductividad, SDT y OD y sin ser significativo de DBO_5 (**Tabla 4.3**). En la **Tabla A5** del anexo se detallan los valores medios hallados en cada BDF durante el periodo de estudio. El BDF ganadero, Chubichaminí, presentó los mayores valores de turbidez (315 NTU) y el BDF Cajaravillas, el mayor porcentaje de materia orgánica en sedimento (36 %). Dentro de los BDF con UAI ambos

presentaron altos valores de nutrientes pero el BDF Carnaval presentó valores mayores de $P\text{-}PO_4^{3-}$, y PT (1,44 mg L^{-1} y 2,05 mg L^{-1} respectivamente), mientras que el BDF Del Gato presentó mayores valores de NT (6,64 mg L^{-1}, **Tabla A5**).

No se encontraron diferencias significativas en las proporciones de las diferentes fracciones de MO entre usos del suelo (MLGM, $p > 0,05$, **Tabla 4.3**). La fracción de MOPG resultó la más importante en BDF de ambos usos del suelo, seguida por la MOPM **(Tabla 4.3**).

Tabla 4.3 Parámetros fisicoquímicos de los bañados de desborde fluvial de los dos usos del suelo (UAI: uso agrícola intenisvo, UGE: uso ganadero extensivo) durante el periodo de estudio (septiembre-2017, octubre-2017, diciembre-2017, febrero-2018, marzo-2018). Se indican el promedio y el error estándar (± EE), el número de observaciones (n), el F de Fisher y el p valor de los MLM y MLGM. Las diferencias significativas ($p<0,05$) entre usos del suelo se indican en negrita. T°: temperatura, Cond: conductividad, OD: oxígeno disuelto, SDT: sólidos disueltos totales, SST: sólidos suspendidos totales, $N\text{-}NO_3^-$: nitrato, $N\text{-}NO_2^-$: nitrito, $N\text{-}NH_4^+$: amonio, $P\text{-}PO_4^{3-}$: fosfato, PT: fósforo total, NT: nitrógeno total, DBO_5: demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, MO: materia orgánica en sedimento, MOPF: MO particulada fina, MOPF: MO particulada media, MOPF: MO particulada gruesa.

	n	UAI	n	UGE	F	p
T°	27	20,76 ± 0,77	30	20,78 ± 1,27	0,06	0,830
pH	27	7,29 ± 0,02	30	8,13 ± 0,17	21,82	**0,038**
Cond (mS cm^{-1})	27	0,41 ± 0,05	30	0,9 ± 0,09	30,28	**0,031**
Turbidez (NTU)	27	91,91 ± 16,76	30	200,22 ± 114,56	0,55	0,534
OD (mg L^{-1})	27	4,61 ± 0,92	30	5,76 ± 1,39	12,72	**0,001**
SDT (gr L^{-1})	27	0,26 ± 0,03	30	0,57 ± 0,06	29,70	**0,031**
SST (mg L^{-1})	9	66,96 ± 22,18	10	62,25 ± 30,38	0,01	0,935
$N\text{-}NO_3^-$ (mg L^{-1})	9	0,04 ± 0,01	10	0,04 ± 0,01	0,01	0,941
$N\text{-}NO_2^-$ (mg L^{-1})	9	0,03 ± 0,01	10	0,03 ± 0,01	0,08	0,786
$N\text{-}NH_4^+$ (mg L^{-1})	9	0,11 ± 0,02	10	0,23 ± 0,13	0,45	0,510
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (mg L^{-1})	9	1,16 ± 0,28	10	0,19 ± 0,04	48,28	**<0,001**
PT (mg L^{-1})	27	1,55 ± 0,5	30	0,4 ± 0,11	116,69	**<0,001**
NT (mg L^{-1})	27	6,11 ± 0,5	30	2,67 ± 0,15	25,39	**<0,001**
DBO_5 (mg L^{-1})	9	17,45 ± 0,05	10	10,63 ± 0,83	4,36	0,052
DQO (mg L^{-1})	9	59,4 ± 9,6	10	61,37 ± 9,83	0,04	0,839
MO (%)	27	12,53 ± 1,36	30	23,6 ± 12,81	0,72	0,485
MOPF (%)	12	19,4 ± 0,36	12	18,13 ± 2,24	0,19	0,669
MOPM (%)	12	34,06 ± 0,06	12	33,64 ± 0,44	0,05	0,818
MOPG (%)	12	46,54 ± 0,30	12	48,23 ± 2,68	0,08	0,805

Cobertura de macrófitas

Los BDF estudiados presentaron un alto porcentaje de cobertura de macrófitas durante el periodo de estudio, siendo mayor a 70 % en los cuatro BDF (**Tabla 4.4**). Tres de ellos se caracterizaron por una cobertura mayor de especies emergentes, mientras que el BDF Del Gato se caracterizó por un mayor porcentaje de flotantes arraigadas. Además, no se encontraron macrófitas sumergidas en los BDF con UAI. La composición de especies resultó diferente entre los cuatro humedales. En el BDF Carnaval predominaron la emergente *Typha latifolia* y las flotantes arraigadas *Alternanthera philoxeroides* e *Hydrocotyle ranunculoides.* En el BDF Del Gato predominaron las flotantes arraigadas *H. ranunculoides* y *Ludwigia peploides* y en menor proporción la especie flotante libre *Lemna gibba*. Con respecto a los BDF con UGE en el Chubichaminí la especie emergente *Schoenoplectus californicus* presentó las mayores coberturas, seguida por *H. ranunculoides* y especies sumergidas, como *Stuckenia pectinata* y *Myriophyllum aquaticum*. Por último, el BDF Cajaravillas se caracterizó por una alta cobertura de las especies emergentes *Iris pseudacorus, Gymnocoronis spilanthoides* y *S. californicus* y las sumergidas *S. pectinata* y *Ceratophyllum demersum* (**Tabla 4.4**).

Tabla 4.4 Promedio de la cobertura relativa de las especies de macrófitas (<5 %, 5–25 %, >25 %), forma de vida y cobertura total en cada uno de los bañados de desborde fluvial analizados (UAI: uso agrícola intenisvo, UGE: uso ganadero extensivo) durante el periodo de estudio (septiembre-2017, octubre-2017, diciembre-2017, febrero-2018, marzo-2018).

	UAI		**UGE**	
	Carnaval	Del Gato	Cajaravillas	Chubichaminí
Emergentes				
Cyperus	<5 %			
Eleocharis montana				5–25 %
Gymnocoronis spilanthoides	<5 %		5–25 %	5–25 %
Iris pseudacorus			>25 %	
Lilaeopsis sp.		<5 %		
Nasturtium	<5 %			
Polygonum punctatum	<5 %	<5 %		
Sagittaria montevidensis		<5 %		
Schoenoplectus californicus			5–25 %	>25 %
Typha latifolia	>25 %		<5 %	

Cobertura de emergentes	**60 %**	**7 %**	**68 %**	**73 %**
Flotantes arraigadas				
Alternanthera philoxeroides	5–25 %	5–25 %		
Hydrocotyle ranunculoides	5–25 %	>25 %	<5 %	5–25 %
Ludwigia peploides		>25 %	<5 %	<5 %
Cobertura de flotantes arraigadas	**33 %**	**77 %**	**2 %**	**13 %**
Sumergidas				
Ceratophyllum demersum			5–25 %	<5 %
Myriophyllum aquaticum				5–25 %
Stuckenia pectinata			5–25 %	5–25 %
Cobertura de sumergidas	**0**	**0**	**16 %**	**14 %**
Flotantes libres				
Lemna gibba		5–25 %	5–25 %	
Cobertura de flotantes libres	**0**	**16 %**	**14 %**	**0**
Cobertura total	**74 %**	**88 %**	**89%**	**78%**

4.4.2. Ensamble de macroinvertebrados

Composición del ensamble

Se encontró un total de 80 taxones de macroinvertebrados acuáticos pertenecientes a 24 órdenes en la vegetación y sedimento de los BDF analizados durante el periodo de estudio (**Tabla 4.5**). Del total de taxones, 30 resultaron exclusivos de los humedales con UGE y 12 se encontraron solo en aquellos con UAI. Los BDF con UGE presentaron un mayor número de familias de insectos (29) en comparación con aquellos con UAI en los cuales se encontró un total de 22 familias a lo largo del estudio. Los taxones que presentaron las mayores densidades relativas en bañados con UAI fueron Oligochaeta (31 %), *Helobdella* (12 %) y *Heleobia parchapii* (11 %). Por otro lado, en los bañados con UGE *H. curvispina* (28 %), Oligochaeta (14 %), Chironomidae 14 % y *Pisidium* 14 % presentaron las mayores densidades relativas.

Tabla 4.5 Lista de los 80 macroinvertebrados acuáticos presentes en los bañados de desborde fluvial con uso del suelo agrícola intensivo (UAI) y uso ganadero extensivo (UGE) durante el periodo de estudio (septiembre-2017, octubre-2017, diciembre-2017, febrero-2018, marzo-2018). Se indican además los grupos funcionales alimentarios (GFA) y las densidades relativas de cada taxones en una escala de colores; blanco: ausente, gris claro: <0,5 %, gris oscuro: 0,5–10 %, negro: >10 %. Pr: Predador, CR: Colector-recolector, CF: Colector-filtrador, Fr: Fragmentador y Ra: Raspador. (A): Adulto, (L) Larva.

	UAI		UGE		
TAXÓN	Carnaval	Del Gato	Cajaravillas	Chubichaminí	GFA
Nematoda					
Nematoda spp.					-
Platyhelminthes					
Dugesiidae					
Girardia sp.					Pr
Annelida					
Oligochaeta					CR
Hirudinea					
Helobdella sp.					Pr
Mollusca					
Gastropoda					
Heleobia parchappii					Ra
Physa sp.					Ra
Pomacea canaliculata					Ra
Drepanotrema sp.					Ra
Biomphalaria sp.					Ra
Uncancylus concentricus					Ra
Hebetancylus sp.					Ra
Bivalvia					
Pisidium sp.					CF
Eupera sp.					CF
Musculium sp.					CF
Diplodon delodontus					CF
Chelicerata					
Acari					
Hydrachnidae					Pr
Crustacea					
Ostracoda					
Cyprididae					CR
Cladocera					CF
Copepoda					
Cyclopoida					Pr
Isopoda					
Fritzianira sp.					Fr
Amphipoda					
Hyalella curvispina					Fr
Hyalella pseudoazteca					Fr
Decapoda					

Palaemonidae					
Macrobrachium borelii					Fr
Palaemon argentinus					Fr
Trichodactylidae					
Sylviocarcinus sp.					Fr
Hexapoda					
Collembola					
Entomobryidae					CR
Sminthuridae					CR
Poduridae					CR
Odonata					
Coenagrionidae					Pr
Lestidae					
Lestes sp.					Pr
Aeshnidae					
Rhionaeschna sp.					Pr
Libellulidae					
Perithemis sp.					Pr
*Erythemis*sp.					Pr
Orthemis sp.					Pr
Tramea sp.					Pr
Micrathyria sp.					Pr
Erythrodiplax sp.					Pr
Gomphidae					Pr
Ephemeroptera					
Baetidae					
Americabaetis sp.					CR
Callibaetis sp.					CR
Caenidae					
Caenis sp.					CR
Polymitarcyidae					
Campsurus sp.					CR
Hemiptera					
Corixidae					
Sigara sp.					Ra
Tenagobia sp.					Ra
Notonectidae					
Notonecta sp.					Pr
Belostomatidae					
Belostoma sp.					Pr
Pleidae					
Neoplea sp.					Pr
Trichoptera					
Hydroptilidae					
Hydroptila sp.					Ra
Coleoptera					
Hydrophilidae					

Enochrus sp. (A)					CR
Enochrus sp. (L)					Pr
Tropisternus sp. (A)					CR
Tropisternus sp. (L)					Pr
Berosus sp. (A)					CR
Berosus sp. (L)					Pr
Globulosis hemisphaericus					CR
Paracymus sp. (A)					CR
Paracymus (L)					Pr
Derallus sp.					CR
Dactylosternum sp.					CR
Hydrophilidae sp1 (L)					Pr
Dytiscidae					
Liodessus sp.					Pr
Laccophilus sp. (A)					Pr
Laccophilus sp. (L)					Pr
Laccodytes sp.					Pr
Desmopachria sp.					Pr
Rhathus sp.					Pr
Elmidae					
Hexacylloepus sp. (A)					CR
Hexacylloepus sp. (L)					CR
Noteridae					
Hydrochanthus sp. (A)					CR
Hydrochanthus sp. (L)					Pr
Pronoterus sp.					Pr
Hydrochidae					
Hydrochus sp.					CR
Scirtidae					
Scirtes sp. (A)					CR
Scirtes sp. (L)					Ra
Dryopidae					
Pelonomus sp. (L)					Ra
Diptera					
Chironomidae					CR
Ephydridae					CR
Ceratopogonidae					CR
Simuliidae					CF
Drosophilidae					CR
Tipulidae					Fr
Stratiomyidae					CR
Culicidae					CF
Tabanidae					Pr
Dolichopodidae					Pr
Muscidae					Ra
Sciomyzidae					PR
Psychodidae					CR

Según el análisis de PERMANOVA, la composición taxonómica del ensamble de macroinvertebrados mostró diferencias significativas entre usos del suelo (pseudo-$F_{1,53}$ = 17,11; p = 0,001). Basado en los resultados del SIMPER, la disimilitud fue de 79 % y los taxones que más contribuyeron a las diferencias fueron *H. curvispina* (28,83 %), Oligochaeta (15,16 %), Chironomidae (9,48 %), *Pisidium* sp. (7,14 %), Cyclopoida (5,35 %) y *Caenis* sp. (4,98 %) (con densidades mayores en los BDF con UGE) y *Helobdella* sp. (4,98 %), Nematoda (3,88 %), *H. parachapii* (3,7 %), *Girardia* sp. (2,79 %) y Entomobryidae (2,53 %) con mayores densidades en BDF con UAI.

Métricas estructurales

A partir de los resultados de los MLM y MLGM se encontraron diferencias estadisticamente significativas entre BDF con diferente uso del suelo en la densidad (F=58,47, p<0,001, n=57; **Fig. 4.3A**) y en la riqueza de macroinvertebrados (z=-6,03, p<0,001, n=57; **Fig. 4.3B**). La densidad promedio de los BDF con UGE resultó tres veces mayor que la de los BDF con UAI. La diversidad de Shannon no mostró diferencias significativas entre usos del suelo, a pesar de que se encontró una diversidad promedio mayor en los BDF con UGE (F=1,03, p=0,314, n=57; **Fig. 4.3C**). El BDF Chubichaminí, con UGE, presentó la mayor densidad (79330 ind m^{-2}), riqueza (24 taxones) y diversidad (H'=2) promedio a diferencia del BDF Del Gato, con UAI, que presentó los menores valores (8778 ind m^{-2}, 15 taxones y H'=1,77).

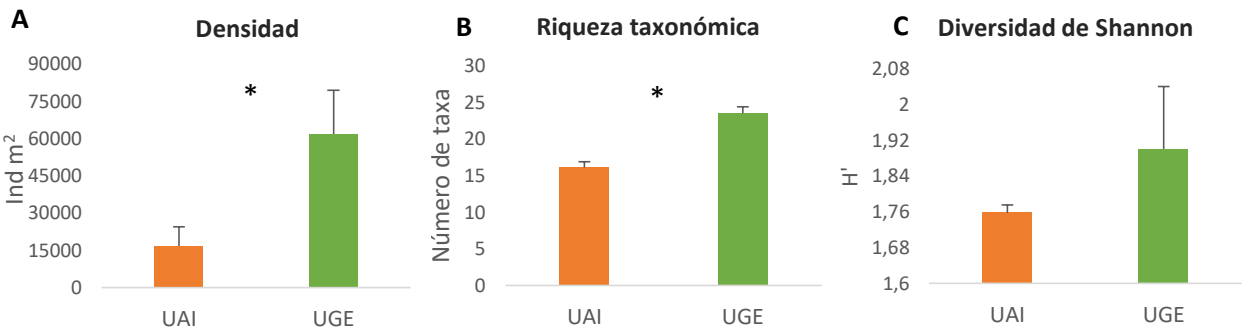


Figura 4.3 Promedio y error estándar de la **A)** densidad, **B)** riqueza taxonómica y **C)** diversidad de Shannon, de macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial con uso del suelo agrícola intensivo (UAI) y con uso ganadero extensivo (UGE) durante el periodo de estudio. Las diferencias significativas entre usos del suelo se indican con asterisco (MLM y MLGM, p < 0,05)

Índice Biótico Pampeano

Los BDF con UAI presentaron un valor promedio de 7 en el IBPAMP, clasificándose estos humedales como levemente poluídos, a diferencia de los BDF con UGE, que presentaron un valor promedio de 11 considerándose como no poluídos (**Tabla 4.6**). Estos últimos presentaron algunas especies consideradas sensibles por el índice, como es el caso de tricópteros de la familia Hydroptilidae, odonatos de las familias Gomphidae y Lestidae y coleópteros de la familia Elmidae.

Tabla 4.6 Calidad de agua según el Índice Biótico para ríos y arroyos pampeanos (IBPAMP) para cada bañado de desborde fluvial (UAI: uso agrícola intenisvo, UGE: uso ganadero extensivo) durante el periodo de estudio. Se indica el promedio y error estándar del índice y la clase y color que toma

		IBPAMP	Clase
UAI	Carnaval	7 ± 0,25	III
	Del Gato	7 ± 0,75	III
UGE	Cajaravillas	10 ± 0,55	I
	Chubichaminí	11 ± 0,63	I

Métricas funcionales

De acuerdo con el análisis de grupos funcionales alimentarios, se registraron 33 grupos como predadores, 27 como colectores-recolectores, 13 como raspadores, 7 como fragmentadores y 7 como colectores-filtradores (**Tabla 4.5**). Los Nematoda no fueron incluidos en el análisis de GFA por las controversias en la clasificación de GFA (Moens et al., 2006; López van Oosterom et al., 2013). En ambos usos del suelo, el grupo colectores-recolectores presentó la mayor abundancia relativa en el periodo de estudio (**Fig. 4.4**). Los BDF con UAI presentaron abundancias relativas significativamente mayores de predadores ($F=13,82$, $p<0,001$, $n=57$). Por el contrario los BDF con UGE presentaron abundancias relativas significativamente mayores de fragmentadores ($F=4,06$, $p=0,047$, $n=57$). Si bien la abundancia relativa de raspadores fue mayor en los BDF con UAI y la de colectores-recolectores en BDF con UGE no se encontraron diferencias significativas entre usos ($F=1,74$, $p=0,192$, $n=57$; $F=2,02$, $p=0,160$, $n=57$, respectivamente). La abundancia relativa de colectores-filtradores fue similar entre ambos usos del suelo ($F=0,01$, $p=0,945$, $n=57$; **Fig. 4.4**).

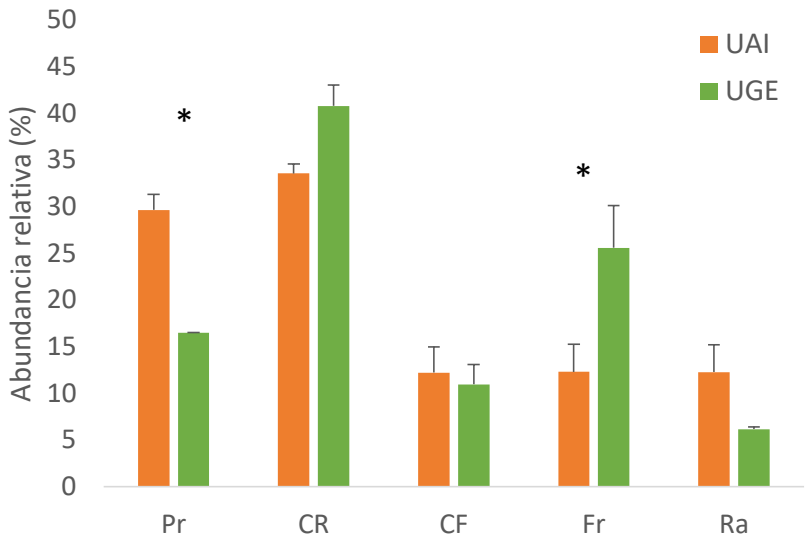


Figura 4.4 Promedio y error estándar de las abundancias relativas de los grupos funcionales alimentarios (Pr: predadores, CR: colectores-recolectores, CF: colectores-filtradores, Fr: fragmentadores, Ra: raspadores) presentes en los bañados de desborde fluvial con uso agrícola intenisvo (UAI) y uso ganadero extensivo (UGE) durante el periodo de estudio. Las diferencias significativas entre usos del suelo se indican con asterisco (MLM, $p < 0,05$)

4.4.3. Estructura trófica

Ítems alimentarios

Se cuantificó el contenido digestivo de un total de 628 ejemplares pertenecientes a 52 taxones (**Tabla A2**). Los ítems alimentarios identificados fueron detrito, Fungi, restos vegetales, restos animales indeterminados, Bacillariophyceae, Chlorophyta, Charophyta, Cyanophyta, Euglenophyta (**Fig. 4.5**) y diferentes taxones de invertebrados (**Fig. 4.6**, larva nauplii, Cyclopoida, Cladocera, Ostracoda, Rotifera, Nematoda, Chironomidae, Acari, Oligochaeta, Caenis, Collembola y Hemiptera).

Figura 4.5 Fotografías al microscopio de los ítems alimentarios encontrados en los contenidos digestivos de los macroinvertebrados analizados

Figura 4.6 Fotografías al microscopio de algunos taxones de invertebrados hallados como ítems alimentarios en los contenidos digestivos de los macroinvertebrados analizados

A partir del análisis de contenidos digestivos, se determinó que el detrito resultó ser el ítem más consumido en ambos usos del suelo durante el periodo analizado (UAI: 56% y UGE: 59%), seguido por restos animales (21 %) y restos vegetales (15 %) en BDF con UAI y por restos vegetales (22 %) y restos animales (14 %) en BDF con UGE (**Fig. 4.7**). En ambos usos del suelo, los restos animales incluyeron una alta proporción de copépodos, quironómidos, oligoquetos y restos animales indeterminados. Las abundancias relativas de los ítems por taxón y sitio de estudio se detallan en la **Tabla A2** del Anexo.

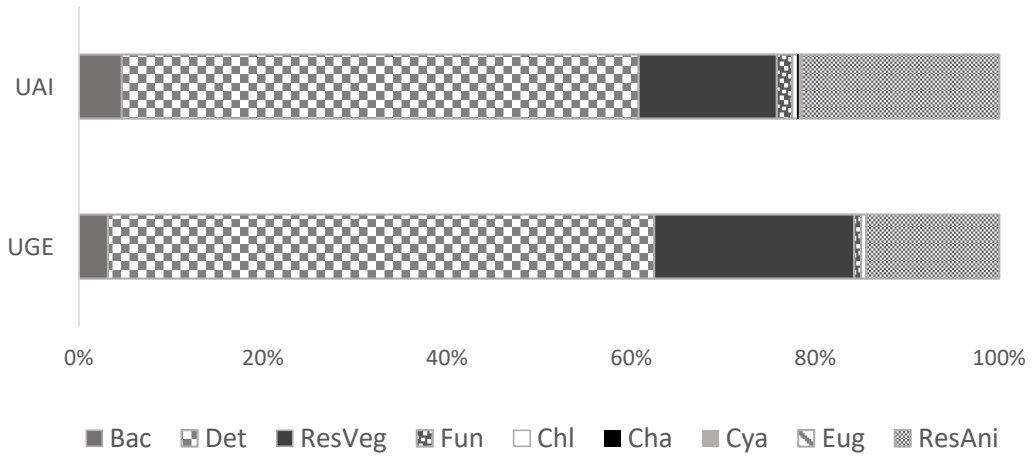


Figura 4.7 Promedio de la abundancia relativa de los ítems alimentarios encontrados en los contenidos digestivos de los macroinvertebrados analizados en los bañados de desborde fluvial (BDF) de ambos usos del suelo (UAI: uso agrícola intenisvo, UGE: uso ganadero extensivo). Bac: Bacillariophyceae, Det: detrito, ResVeg: restos vegetales, Fun: Fungi, Chl: Chlorophyta, Cya: Cyanophyta, Cha: Charophyta, Eug: Euglenophyta, ResAni: restos animales

Redes tróficas

Las redes tróficas modeladas a partir del análisis de contenidos digestivos y el análisis bibliográfico pueden ser observadas en las figuras 4.8 y 4.9. En los cuatro bañados estudiados, el detrito y, en menor proporción, los restos animales, restos vegetales y las diatomeas presentaron el mayor número de enlaces tróficos salientes (*'out nodes degrees'),* es decir que presentaron el mayor número de enlaces con los consumidores. Los Oligochaeta, Cyclopoida y Chironomidae fueron los nodos intermedios con el mayor número de enlaces salientes, es decir, los invertebrados más consumidos por otros. Por otro lado, *H. curvispina,* Zygoptera y *Girardia* sp. presentaron el mayor número de enlaces tróficos entrantes (*'in nodes degree'*), es decir, el mayor número de ítems alimentarios presentes en su dieta. En los cuatro BDF los nodos predadores resultaron ser Coenagrionidae, Cyclopoida, *Girardia* sp*.,* Acari y *Helobdella* sp. (a excepción del BDF Del Gato). Además, en el DBF Del Gato se identificaron algunos predadores más que en el BDF Carnaval, como es el caso de algunos Odonata (*Rhionaeschna* sp. y *Micrathyria* sp.) y Coleoptera (*Laccophilus* sp. y *Liodessus* sp.) y el hemíptero *Belostoma* sp. En comparación con los BDF con UAI, los BDF con UGE presentaron más nodos predadores, sumándose a los antes mencionados algunos odonatos como *Erythrodiplax* sp*., Perithemis* sp., *Erythemis* sp*., Tramea* sp*., Lestes* sp. y representantes de Coleoptera como larvas de *Paracymus* sp. y *Berossus* sp. y adultos de *Desmopachria* sp. y *Laccophilus* sp..

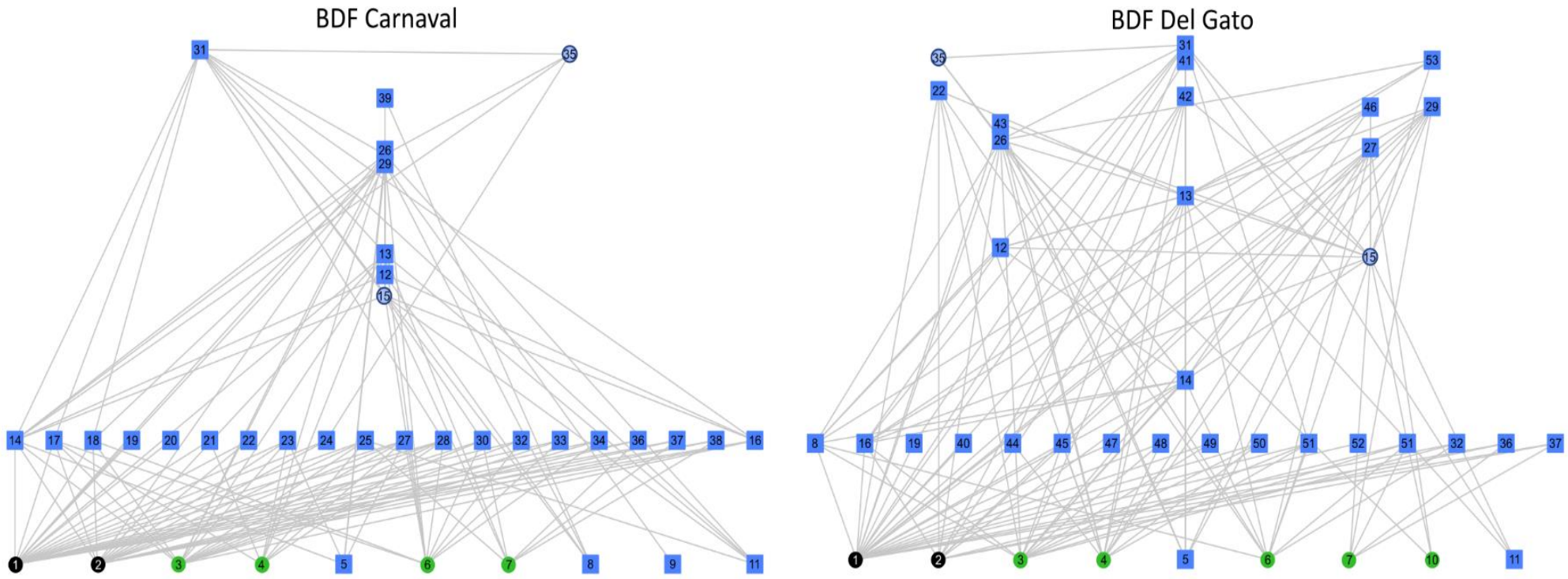


Figura 4.8 Estructura de la red trófica según el nivel trófico de los bañados de desborde fluvial con uso del suelo agrícola intensivo durante el periodo de estudio. Los recursos basales se muestran en el nivel trófico inferior y en los niveles superiores se indican los consumidores, aquellos con canibalismo se muestran con círculos más claros. Nodos: 1) Detrito, 2) Fungi, 3) Bacillariophyceae, 4) restos vegetales, 5) restos animales indeterminados, 6) Chlorophyta, 7) Cyanophyta, 8) Cladocera, 9) larva nauplii, 10) Euglenophyta, 11) Rotifera, 12) Acari, 13) Chironomidae, 14) Oligochaeta, 15) Cyclopoida, 16) Ostracoda, 17) *Americabaetis*, 18) Caenis, 19) Ceratopogonidae, 20) Dolichopodidae, 21) Drosophilidae, 22) *Enochrus*, 23) *Fritzianira*, 24) *Drepanotrema*, 25) *H. parchappii*, 26) *H. curvispina*, 27) *P. canaliculata,* 28) Tipulidae , 29) Coenagrionidae, 30) Nematoda, 31) *Girardia*, 32) *Pisidium*, 33) *Musculium*, 34) *Eupera*, 35) *Helobdella*, 36) Entomobryidae, 37) Sminthuridae, 38) Poduridae, 39) *Hydrochanthus*, 40) *Hydrochus*, 41) *Laccophilus*, 42) *Liodessus*, 43) *Micrathyria*, 44) Muscidae, 45) *Paracymus*, 46) *Rhionaeschna*, 47) *Scirtes*, 48) Ephydridae, 49) *Physa*, 50) *Sigara*, 51) Stratiomyidae, 52) *U. concentricus*, 53) *Belostoma*

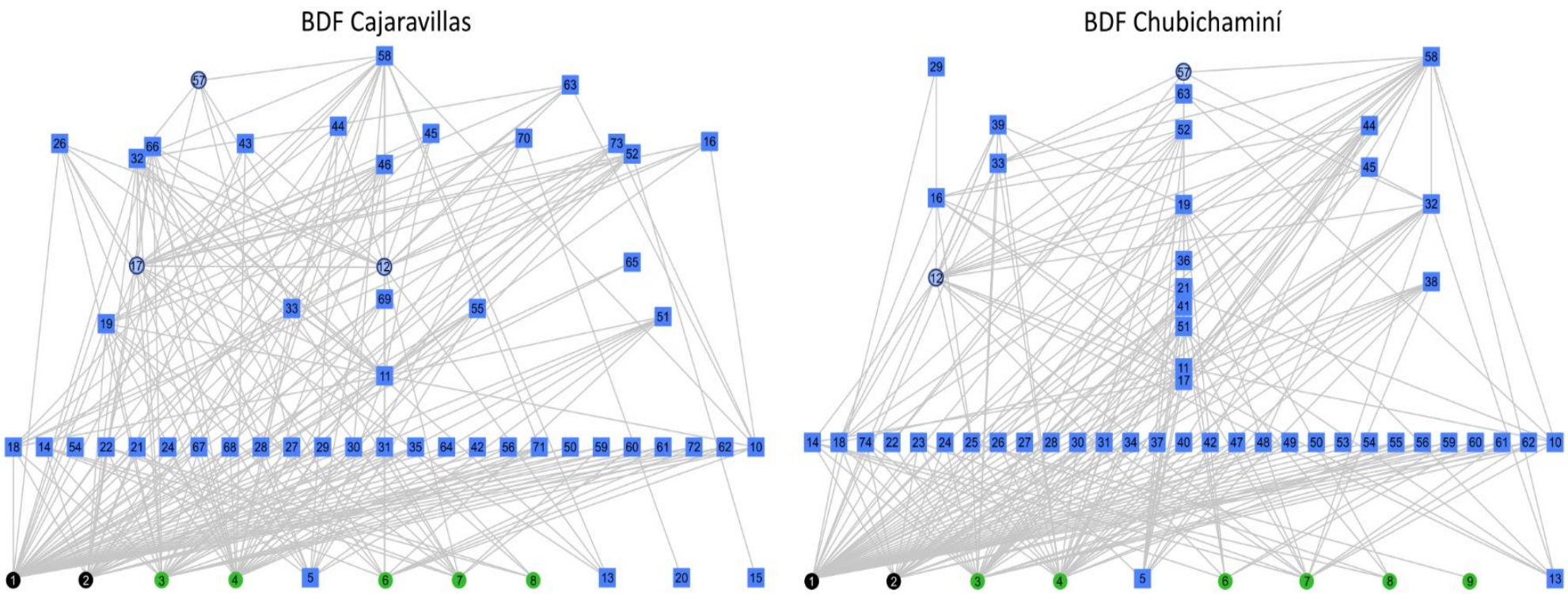


Figura 4.9 Estructura de la red trófica según el nivel trófico de los bañados de desborde fluvial con uso del suelo ganadero extensivo durante el periodo de estudio. Los recursos basales se muestran en el nivel trófico inferior y en los niveles superiores se indican los consumidores, aquellos con canibalismo se muestran con círculos más claros. Nodos: 1) Detrito, 2) Fungi, 3) Bacillariophyceae, 4) restos vegetales, 5) restos animales indeterminados, 6) Cyanophyta, 7) Chlorophyta, 8) Euglenophyta, 9) Charophyta, 10) Cladocera, 11) Oligochaeta, 12) Cyclopoida, 13) Rotifera, 14) Nematoda, 15) Collembola, 16) Acari, 17) Chironomidae, 18) Ostracoda, 19) *Caenis*, 20) Hemiptera, 21) *Berosus* (L), 22) *Biomphalaria*, 23) *Calibaetis*, 24) Ceratopogonidae, 25) Culicidae, 26) *Desmopachria,* 27) *Drepanotrema,* 28) Drosophilidae , 29) *Enochrus*, 30) Ephydridae, 31) *H. parchappii,* 32) *H. curvispina*, 33) *H. pseudoazteca*, 34) *Hydrochus*, 35) *Hydrochus* (L), 36) *Laccophilus,* 37) *Laccophilus* (L), 38) *M. borelii,* 39) *Micrathyria*, 40) Muscidae, 41) *P. argentinus*, 42) *Paracymus,* 43) *Paracymus* (L), 44) *Perithemis*, 45) *Rhionaeschna*, 46) *Lestes,* 47) *Pronoterus*, 48) Stratiomyidae, 49) *Hydroptila*, 50) *Tropisternus*, 51) *U. concentricus*, 52) Coenagrionidae, 53) *Hexacylloepus* (L), 54) *Berosus*, 55) *Sigara*, 56) *Tenagobia*, 57) *Helobdella*, 58) *Girardia*, 59) Entomobryidae, 60) Sminthuridae, 61) *Pisidium*, 62) *Eupera*, 63) *Belostoma*, 64) *Laccodytes*, 65) *Erythrodiplax*, 66) *Erythemis*, 67) Dolichopodidae, 68) *Dactylosternum*, 69) *Physa*, 70) *Tramea*, 71) Psychodidae, 72) *Musculium*, 73) *Neoplea,* 74) *Americabaetis*

Los BDF con UGE presentaron un mayor tamaño de red, además de un mayor número de enlaces, densidad de enlaces, complejidad de enlaces, proporción de nodos top y grado de omnivoría (**Tabla 4.7**). Por otro lado, los BDF con UAI presentaron mayor conectancia, proporción de nodos basales, relación recursos: consumidores, promedio del largo de las cadenas y longitud máxima de la cadena (**Tabla 4.7**). La generalidad presentó valores similares entre usos siendo levemente mayor en BDF con UAI y la vulnerabilidad mayor en aquellos con UGE.

Tabla 4.7 Promedio y error estándar de las métricas de las redes tróficas por uso del suelo (UAI: uso agrícola intensivo, UGE: uso ganadero extensivo) durante el periodo de estudio. DE: desvío estándar.

	UAI	**UGE**
Propiedades de los nodos		
Tamaño de la red (ST)	39 ± 1	59 ± 0
Proporción de nodos top (%T)	0,45 ± 0,03	0,52 ± 0,01
Proporción de nodos intermedios (%I)	0,31 ± 0,01	0,31 ± 0,02
Proporción de nodos basales (%B)	0,24 ± 0,02	0,18 ± 0,01
Relación recursos : consumidores	0,73 ± 0,05	0,59 ± 0
Propiedades de los enlaces		
Número de enlaces tróficos (L)	131 ± 6	233,5 ± 5,5
Densidad de enlaces (LD)	3,36 ± 0,07	3,96 ± 0,09
Complejidad de enlaces	451 ± 14	881 ± 26,31
Conectancia (C)	0,09 ± 0	0,07 ± 0
Propiedades de las cadenas		
Promedio del largo de las cadenas (mFCL)	3,79 ± 0,24	3,39 ± 0,05
DE del largo de la cadena (sdFCL)	1,62 ± 0,07	1,19 ± 0,03
Longitud máxima de la cadena (maxFCL)	7,5 ± 0,5	6,5 ± 0,5
Propiedades de omnivoría		
Grado de omnivoría (%O)	0,29 ± 0,08	0,35 ± 0,03
Propiedades de las redes		
Generalidad normalizada (sdG)	0,91 ± 0,01	0,85 ± 0,04
Vulnerabilidad normalizada (sdV)	1,57 ± 0,01	2,02 ± 0,03

4.4.4. Relación entre variables ambientales y macroinvertebrados

El análisis de redundancia explicó el 35 % de los datos con un nivel de significancia de $p<0,05$ ($F = 2,20$; $p = 0,01$). El eje 1 explicó el 20 % (Test de permutaciones: $F = 4,57$; $p = 0,003$) y el eje 2 el 15 % (Test de permutaciones: $F = 3,71$; $p = 0,025$). Las variables ambientales más importantes fueron el PT, el NT, el pH, la conductividad y la cobertura de macrófitas sumergidas. Las variables asociadas con el eje 1 fueron el PT y NT positivamente y el pH y la conductividad negativamente. Por otro lado, la cobertura de macrófitas sumergidas tuvo una alta correlación negativa con el eje 2 (**Tabla 4.8**).

Tabla 4.8 Resultado del análisis de redundancia (RDA), donde se muestra la relación de las variables ambientales seleccionadas con los ejes del análisis. Cond: conductividad, PT: fósforo total, NT: nitrógeno total, %Macrof.sumergidas: cobertura relativa de macrófitas sumergidas.

	Eje 1	**Eje 2**
Eigenvalores	3,04	2,47
Correlación con los ejes		
pH	**-0,55**	-0,14
Cond	**-0,58**	0,10
PT	**0,95**	-0,03
NT	**0,55**	0,20
%Macrof.sumergidas	-0,26	**-0,66**

En la Figura 4.10 se puede observar que los BDF con UAI se ubicaron del lado derecho del triplot relacionados con concentraciones más altas de PT y NT y menores valores de conductividad y pH a diferencia de los BDF con UGE que se encontraron del lado izquierdo relacionados con valores más altos de conductividad y pH. A su vez, algunos muestreos de los bañados ganaderos se relacionaron con una mayor cobertura de macrófitas sumergidas (%Macrof.sumergidas) opuesto a lo hallado para varios muestreos del BDF Del Gato. *Heleobia parchapii, Eupera* sp.*, Musculium* sp.*, Girardia* sp. y *Helobdella* sp. se encontraron asociados con altas e intermedias concentraciones de PT y NT. También los Nematoda estuvieron asociados con concentraciones intermedias de PT y altas de NT y sitios con baja cobertura de macrófitas sumergidas. Por otro lado *Caenis* sp., Chironomidae, *U. concentrycus y H. curvispina* estuvieron asociados con valores altos de conductividad, pH y cobertura de macrófitas sumergidas. Cyclopoidea, Ceratopogonidae, Oligochaeta, Cladocera, Cipridídae y *Pisidium* sp. se relacionaron con valores intermedios de conductividad y pH.

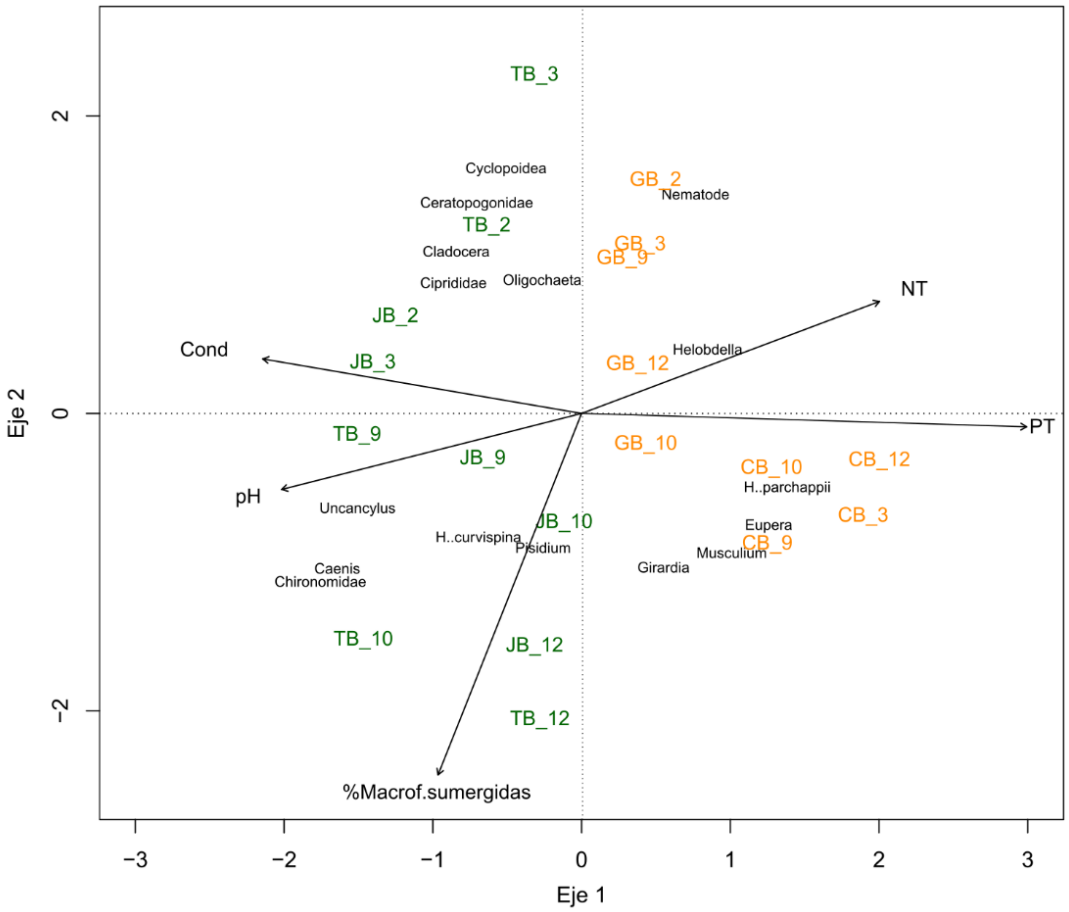


Figura 4.10 Triplot del análisis de redundancia (RDA) donde se muestran los taxones (con densidad relativa total mayor al 0,5 %) y los sitios de estudio en función de las variables ambientales que resultaron significativas. Periodo de estudio (9: septiembre-2017, 10: octubre-2017, 12: diciembre-2017, 2: febrero-2018, 3: marzo-2018) y bañados de desborde fluvial estudiados (CB: Carnaval, GB: Del Gato, JB: Cajaravillas, TB: Chubichaminí). Naranja: uso del suelo agrícola intensivo, verde: uso del suelo ganadero extensivo. Cond: conductividad, NT: nitrógeno total, PT: fósforo total, %Macrof.sumergidas: cobertura relativa de macrófitas sumergidas

4.5.Discusión

A partir de los resultados obtenidos durante el periodo de estudio, se pudieron caracterizar los ensambles y las relaciones tróficas de los macroinvertebrados de cuatro bañados de desborde fluvial pampeanos con diferente calidad de agua según el uso del suelo.

En coincidencia con los primeros estudios de la región (Tarda et al., 2019; Cochero et al., 2020; Gómez et al., 2022), las características físicas y químicas encontradas en BDF periurbanos con agricultura intensiva muestran una degradación en la calidad del agua en comparación con BDF rurales con ganadería extensiva. La alta concentración de nutrientes

en los BDF con UAI en su cuenca se asocia a la gran cantidad de fertilizantes que se usan en los cultivos, lo que produce por escurrimiento un aumento en la concentración de nutrientes en los sistemas de agua dulce circundantes (Carpenter & Bennett, 2011; Egler et al., 2012; Mugni et al., 2013; Ruiz-Picos et al., 2016). Este aumento de nutrientes según Blann et al. (2009) puede llevar a un mayor desarrollo algal y a la disminución en la concentración de oxígeno disuelto, variable que presentó menores valores en los BDF con UAI.

En contraste, la mayor conductividad, concentración de sólidos totales disueltos y pH registrados en los BDF con UGE coincidieron con la caracterización realizada por Molina et al. (2017) para ambientes acuáticos asociados a pasturas, vegetación herbácea y arbustiva. En particular, en áreas con ganado alimentándose sobre pasturas naturales como las estudiadas, el ganado tiene libre acceso a los humedales para beber, lo que puede aumentar la turbidez, los sólidos disueltos totales y la conductividad debido a la constante perturbación y resuspensión del sedimento (Gary et al., 1983; Roche et al., 2013; Epele & Miserendino, 2015). Asimismo, la mayor conductividad y pH hallada en los BDF con UGE podría deberse al aporte de aguas subterráneas en estos ambientes (Rodrigues Capítulo et al., 2020b) en coincidencia con lo mencionado por Caruso (2002) para ambientes de Nueva Zelanda. A pesar de no haberse realizado un análisis para determinar concentraciones de otros agroquímicos, cabe destacar que otros trabajos han documentado la presencia de pesticidas en arroyos agrícolas de la región (Solis et al., 2017; Arias et al., 2020), siendo también estos compuestos una importante fuente de contaminación en la región.

Los altos valores de cobertura de macrófitas hallados durante el periodo de estudio en los cuatro BDF coinciden con la importancia de este ensamble en los ecosistemas de humedales (Rejmankova, 2011). Una alta cobertura de macrófitas aumenta la complejidad y heterogeneidad del hábitat además de proporcionar diversos recursos para la biota. Las diferencias presentes en los ensambles según el uso del suelo de los BDF de estudio se analizan en profundidad en Altieri et al. (2022). Además de compartir un alto porcentaje de cobertura vegetal, los cuatro humedales de estudio presentaron una mayor proporción de materia orgánica particulada gruesa como fracción predominante.

Los ensambles de macroinvertebrados de los BDF estudiados estuvieron dominados por *H. curvispina* y Oligochaeta, taxones típicamente representativos de los ambientes acuáticos pampeanos (López van Oosterom, 2014; Solís, 2017; Arias, 2019; Paz, 2019). En otros humedales del mundo también se encontraron anfípodos dominando la abundancia

del ensamble, es el caso por ejemplo de *Gammarus lacustris* y *Hyalella azteca* en humedales boreales de EE. UU. (Larson et al., 2022). También resultaron importantes en los BDF con UGE las larvas de Chironomidae, estando bien representadas y en gran abundancia en humedales de diferentes partes del mundo (Steinman et al., 2003; Batzer & Boix, 2016; Justus et al., 2016).

De acuerdo a lo esperado en la presente tesis y a lo hallado para otros humedales, se encontraron menores valores de densidad y riqueza taxonómica de macroinvertebrados en bañados con UAI en sus cuencas, en comparación con los bañados con menor impacto. Este es el caso, por ejemplo, de humedales litorales (Ortega et al., 2004) y charcas mediterráneas (Della Bella & Mancini, 2009), humedales de llanuras aluviales de América del Norte (Chipps et al., 2006) y humedales de China (Wu et al., 2019) impactados por actividades agrícolas intensivas. Los trabajos mencionados encontraron valores similares de riqueza taxonómica a los hallados para los BDF estudiados, de 25 taxones en humedales de referencia y cerca de 15 en agrícolas. Por otra parte, similar a nuestros resultados, Epele & Miserendino (2015) registraron una riqueza taxonómica de 20 taxones y una disminución en el número de familias de insectos con el aumento en la concentración de fósforo y nitrógeno en humedales patagónicos con UGE en su cuenca. En línea con los resultados presentados para los BDF estudiados, Arias et al. (2020) y Solis et al. (2017) encontraron en la región pampeana que la densidad media de individuos era de más del doble en arroyos con UGE en comparación con arroyos con UAI en sus alrededores. Se destaca que, en comparación con estudios previos de arroyos pampeanos (Arias et al., 2020; Ocon & Rodrigues Capítulo, 2012; Solis et al., 2017, 2018), los BDF estudiados de ambos usos del suelo presentaron un mayor número de órdenes de macroinvertebrados, resaltando la importancia de estos humedales en los arroyos de la región. Por otra parte, al contrario de lo esperado, no se encontraron diferencias significativas en la diversidad de Shannon entre usos del suelo.

La reducción de la riqueza taxonómica se relaciona usualmente con la pérdida de taxones sensibles (Bonada et al., 2006). En relación a lo analizado, en sistemas rodeados de uso agrícola intensivo, el número de taxones de macroinvertebrados sensibles se ve reducido y la composición de la comunidad refleja un hábitat alterado (Genito et al., 2002; Gerth et al., 2017). En coincidencia con Mugni et al. (2013) y Solis et al. (2017, 2018), quienes estudiaron arroyos en la región pampeana y el impacto de agroquímicos en el ensamble de macroinvertebrados, los resultados en los BDF de la presente tesis sugieren que el deterioro en la calidad del agua generado por la agricultura intensiva podría causar una disminución

en la abundancia de taxones considerados sensibles como *H. curvispina* y *Caenis* sp. Cooper et al. (2006) también encontraron menor abundancia de una especie de *Hyallela* (*Hyalella azteca*) en humedales adyacentes a tierras agrícolas. Además, hallamos que taxones considerados tolerantes, como Dugesiidae (*Girardia* sp.), *Helobdella* sp. y Entomobryidae, caracterizaron los BDF con UAI, similar a los resultados de Arias et al. (2020) y Solis et al. (2018). Además, se registró la presencia de algunos invertebrados considerados sensibles por Rodrigues Capítulo et al. (2001), que se encontraron solo en BDF con UGE como *Lestes*, Gomphidae, *Hexacylloepus* sp. e individuos de la familia Simuliidae. El IBPAMP también reveló diferencias entre los BDF con diferente uso del suelo, clasificándose aquellos con UAI como levemente poluídos y los de UGE como no poluídos. Rodrigues Capítulo et al. (2001) analizaron los valores que toma el índice para diferentes cuencas de la región y, comparando con lo hallado en la presente tesis, se encontraron mayores valores en los BDF que en las mismas cuencas analizadas durante primavera-verano, cuenca Del Gato (promedio de 4, BDF Del Gato promedio de 7), y de la cuenca de El Pescado (promedio de 6, BDF Cajaravillas promedio de 10) y de otras cuencas de la región, Buñirigo (promedio de 7) y Juan Blanco (promedio de 9). A pesar de que el índice haya sido creado para arroyos, su aplicación en los humedales de estudio refleja las diferencias en la calidad ecológica de los usos del suelo, tomando además mayores valores que los registrados en arroyos. Estos resultados coinciden con aquellos hallados por Alvarez et al. (2020), quienes encontraron que los BDF periurbanos con UAI, Carnaval y Del Gato, presentaron microorganismos (fitoplancton, diatomeas y zooplancton) más tolerantes a la eutrofización en comparación con los BDF rurales con UGE, Cajaravillas y Chubichaminí, que presentaron especies más sensibles.

En los cuatro BDF estudiados predominaron los macroinvertebrados colectores-recolectores, al igual que lo hallado en otros humedales alrededor del mundo (Batzer & Boix, 2016; Johnson et al., en revisión) y en estudios previos sobre arroyos pampeanos (Cortelezzi et al., 2013; López van Oosterom et al., 2013; Ocon et al., 2013; Solis et al., 2019; Arias et al., 2020). En coincidencia con lo planteado en las predicciones, se encontraron diferencias en las proporciones de grupos funcionales alimentarios entre usos del suelo. Los BDF con UAI presentaron una mayor abundancia relativa de depredadores. Al igual que lo documentado por Ocon et al. (2013), ante la adición de nutrientes en un arroyo pampeano, la proporción de depredadores analizados en la presente tesis mostró una relación positiva con el aumento de la concentración de nitrógeno total. Por otro lado, se esperaba que el aumento en la frecuencia de hábitos de alimentación raspadores ocurra en ambientes

enriquecidos con nutrientes (Dolédec et al., 2006; Statzner & Bêche, 2010a). Esta variable no mostró diferencias significativas entre usos, pero si mayores valores en BDF con UAI, como era esperado.

La presencia de diferentes formas de vida de macrófitas también puede influir en la composición de los GFA de invertebrados al determinar la disponibilidad y el tipo de recursos alimentarios (Cremona et al., 2008; de Souza Rezende et al., 2019; Altieri et al., 2021). En los BDF con UGE se encontró presencia de plantas sumergidas, forma de vida ausente en BDF con UAI; la presencia de este tipo de vegetación suele estar relacionada con una mayor abundancia de colectores-recolectores (Cremona et al., 2008; Peiró & Amaral, 2015; de Souza Rezende et al., 2019), debido a que su arquitectura permite la retención de más detritus (Sand -Jensen, 1998). A la vez, su cobertura se puede relacionar con una mayor abundancia de fragmentadores, como los encontrados en BDF con UGE, y la disminución de su cobertura o ausencia puede provocar efectos negativos en este GFA, como una mayor incidencia de la depredación o reducción de la disponibilidad de alimentos, como menciona Casagranda et al. (2006).

Las redes tróficas de los BDF pampeanos estudiados estuvieron dominadas por enlaces entre consumidores y detrito, siendo además el recurso con mayor abundancia relativa en los análisis de contenidos digestivos. Neiff (2001) destaca la importancia de este recurso y de la vía detrítica en los humedales fluviales. Además, trabajos previos han demostrado que el detrito es el recurso principal de ambientes fluviales (Tomanova et al., 2006; Couceiro et al., 2010; López van Oosterom et al., 2013; Ocon et al., 2013; Mangadze et al., 2019). En ambientes de pastizales, las macrófitas contribuyen con grandes cantidades de materia vegetal muerta a los humedales, proveyendo de grandes cantidades de detrito a las bases tróficas (Batzer & Boix, 2016; Wissinger et al., 2021). A su vez, los macroinvertebrados contribuyen sustancialmente a la conversión de esta materia orgánica en detrito disponible para otros componentes del sistema (Schofield et al., 2018; Wissinger et al., 2021). Por otro lado, en cuanto a los restos animales, los oligoquetos y quironómidos resultaron las presas más comunes de los predadores analizados. Ambos grupos representan una importante fuente de alimento para la biota de los humedales y ambientes acuáticos, incluidos otros grupos de macroinvertebrados, peces, anfibios y aves (Ezcurra de Drago et al., 2007; Mackintosh et al., 2017).

En correspondencia con lo planteado en las predicciones, los BDF con UAI presentaron redes tróficas más simples que los BDF con UGE, evidenciado en un menor

tamaño de red, menor número, densidad y complejidad de enlaces tróficos. En coincidencia con Coll et al. (2011) y Woodward & Hildrew (2002), estos atributos de la red trófica reflejan la degradación causada por la eutrofización. En comparación con otros estudios de tramas tróficas, la conectancia hallada en los tramas tróficas de los BDF estudiados (0.07-0.09) fue similar a la encontrada en otros arroyos (0,07) (Dunne et al., 2004). Los BDF con UGE presentaron menor conectancia en coincidencia con lo mencionado por Dell et al. (2005) quienes observaron que comunidades con mayor riqueza tienen menor conectancia porque el número de posibles interacciones es mayor. Resultados similares fueron hallados por Schmid-Araya et al. (2002) y Thompson & Townsend (2005), al encontrar menor conectancia en ambientes con menor impacto. A su vez, O'Gorman et al. (2012) y Sroczyńska et al. (2020) mencionan que el aumento de la conectancia y la media del largo de la cadena pueden relacionarse con la reducción en la proporción de taxones top en aguas costeras y en ríos mediterráneos, respectivamente. Al reducirse la proporción de predadores superiores, aumenta el generalismo de los predadores que quedan, lo que permite lograr una mayor proporción de enlaces realizados (conectancia) y un mayor promedio del largo de las cadenas (O'Gorman et al., 2012), al igual que lo hallado en los BDF con UAI en la presente tesis.

El aumento en la proporción de nodos basales y la disminución en la proporción de taxones top hallados en BDF con mayor carga de nutrientes coinciden con lo mencionado por O'Gorman et al. (2012), quienes encontraron estas relaciones al adicionar nitrógeno en ambientes acuáticos costeros. Este resultado se vio también reflejado en el mayor valor de relación recursos: consumidores presentado en BDF con UAI. Al analizar las redes tróficas modeladas, se puede apreciar que el número de nodos basales es similar entre usos del suelo, pero no así el número de consumidores, perdiendo principalmente nodos top en los BDF más impactados. Por otra parte, los BDF con UGE presentaron mayor grado de omnivoría; este resultado puede reflejar que hay una mayor disponibilidad de recursos para los macroinvertebrados en los BDF con menor impacto. Cochero et al. (2020) y Alvarez et al. (2020), quienes estudiaron los mismos BDF, encontraron que aquellos con UGE presentaron mayor productividad y riqueza taxonómica de microorganismos, posible fuente de recurso para los macroinvertebrados, que aquellos con UAI. También Rodrigues Capítulo et al. (2020) encontraron una mayor diversidad de Oligochaeta y Chironomidae (principales ítems de origen animal según los análisis de contenidos digestivos) en los BDF con UGE. Con respecto a la mayor vulnerabilidad hallada en BDF con UGE, Schoener (1989) asocia que si

el número de predadores aumenta con el tamaño de red o número de nodos, como ocurrió en estos humedales, la vulnerabilidad es mayor, debido a que hay un mayor número de predadores por presa.

4.6.Conclusión

Concluimos que el uso del suelo en los alrededores afecta al ensamble y a las tramas tróficas de los macroinvertebrados de los bañados de desborde fluvial pampeanos estudiados, en coincidencia con las predicciones propuestas. Según lo hallado en la tesis, los BDF con uso del suelo agrícola intensivo se caracterizaron principalmente por altas concentraciones de fósforo y nitrógeno. La degradación del ambiente se vio reflejada en una menor riqueza, en la preponderancia de macroinvertebrados tolerantes y en estructuras tróficas más simples. Esta simplificación de las redes tróficas se dio principalmente por la pérdida de nodos top sensibles a la degradación en la calidad del agua.

Las métricas utilizadas, riqueza taxonómica, densidad de individuos y proporción de grupos funcionales, en conjunto con los atributos de las redes tróficas, fueron una herramienta útil para describir y evaluar los BDF estudiados, reflejando las diferencias entre usos del suelo. Ambos usos del suelo mostraron una alta cobertura de macrófitas y de órdenes de macroinvertebrados, además de presentar valores más altos del IBPAMP que los hallados en trabajos previos de arroyos pampeanos de la región, lo cual indica la importancia de estos humedales y el valor de su conservación.

5. *Influencia de un periodo de sequía en bañados de desborde fluvial pampeanos*

5.1. Introducción

Algunas de las consecuencias del cambio climático global, como el aumento de las temperaturas y la alteración de los patrones de precipitación y escorrentía, tienen implicancias potencialmente profundas para la condición y conservación de los ecosistemas de agua dulce al aumentar la frecuencia de inundaciones y sequías (Milly et al., 2005; Kundzewicz et al., 2008; Penalba & Rivera, 2013). En particular, los periodos de sequía pueden definirse como periodos de estrés prolongado impuesto a los organismos por el bajo caudal de los ambientes fluviales (Lake, 2011). Los regímenes de caudal, al controlar el tamaño del hábitat y la conectividad con la zona riparia, influencian la diversidad de hábitats, lo que tiene un efecto en la abundancia, distribución y diversidad de macroinvertebrados (Bunn & Arthington, 2002; Caruso, 2002; Boulton, 2003; Lake, 2003). Además, los cambios físicos y químicos del hábitat, que resultan del aumento o la disminución del caudal, son responsables de muchos de los cambios en la composición taxonómica de este ensamble (Lake, 2003; Williams, 2006; Bonada et al., 2007).

Por otro lado, los regímenes hídricos también influyen tanto en los atributos estructurales como funcionales de las redes tróficas. Modifican la disponibilidad, calidad y accesibilidad de los recursos alimentarios, la transferencia de energía entre los consumidores y, en última instancia afectan la estructura de la red trófica (Rolls et al., 2017). Los pulsos de inundación característicos de los humedales pueden crear una diversidad de hábitats que permite la entrada de nuevos recursos para la biota (Ward et al., 2002). Por el contrario, el retraso de las inundaciones y la sequía están relacionados con la disminución de los recursos alimentarios y el aumento de la presión de los depredadores (Winemiller, 2004). En este sentido, las sequías promueven alteraciones en las redes tróficas que generan una simplificación por la pérdida de ciertos nodos y enlaces (Ledger et al., 2013). Como resultado de la simplificación y reducción del largo de las cadenas tróficas, los consumidores adoptan una dieta más omnívora y generalista para utilizar los recursos más eficientemente (Sánchez-Carmona et al., 2012; Blanchette et al., 2014).

Sumado al cambio climático global, algunas actividades antrópicas pueden aumentar o extender los periodos de sequía. Dentro de estas actividades, se destacan la construcción

de presas y desvíos, y la extracción de agua subterránea para consumo humano, industria y riego para la agricultura (Nilsson et al., 2015). Particularmente, la extracción de agua para la agricultura y el uso urbano modifica la hidrología de arroyos y humedales, lo que provoca una pérdida de conexión entre el agua superficial y el agua subterránea (Postel, 2000; Blann et al., 2009; Green et al., 2017) y resulta, a su vez, en una pérdida de hábitat para la biota acuática (Lacoul & Freedman, 2006; McKay & King, 2006). En este sentido, la creciente demanda humana por el agua en un contexto de cambio climático global resalta la necesidad de conocer los mecanismos y procesos que ocurren durante un periodo de sequía en bañados de desborde fluvial de la ecorregión Pampa.

5.2. Objetivos e hipótesis

Objetivo general

Analizar la influencia de un periodo de sequía en el ensamble y las relaciones tróficas de los macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial pampeanos afectados por diferentes usos del suelo en sus cuencas: periurbanos con agricultura intensiva y rurales con ganadería extensiva.

Objetivos específicos

- Describir las variables hidrogeomorfológicas y fisicoquímicas de los bañados de desborde fluvial durante un periodo de sequía y uno de caudal habitual.
- Determinar la densidad, riqueza taxonómica y diversidad de macroinvertebrados de los bañados de desborde fluvial en ambos periodos hidrológicos.
- Analizar los cambios en la composición taxonómica y de grupos funcionales alimentarios del ensamble de macroinvertebrados ocurridos entre ambos periodos hidrológicos.
- Describir las relaciones tróficas de macroinvertebrados en los periodos hidrológicos de estudio.
- Analizar si existen diferencias en el efecto del periodo de sequía entre bañados con diferente uso del suelo.

Hipótesis y predicciones

Un evento de sequía genera una disminución en el tamaño del hábitat de los bañados de desborde fluvial ocasionando cambios en el ensamble y las relaciones tróficas de macroinvertebrados en comparación con un periodo hidrológico habitual. Estos efectos serán diferentes entre bañados con diferente uso del suelo.

Las predicciones que se desprenden de esta hipótesis son que, en comparación con un periodo hidrológico habitual, durante un periodo de sequía los bañados presentarán:

a) menor caudal y tamaño de hábitat,
b) menor densidad, riqueza taxonómica y diversidad de macroinvertebrados,
c) ensamble de macroinvertebrados compuesto por una mayor abundancia de organismos tolerantes a la desecación,
d) diferente proporción de grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados: mayor proporción de predadores,
e) redes tróficas más simples y diferencias en los atributos estructurales de las mismas.

Además, los BDF periurbanos con agricultura intensiva mostrarán un efecto mayor de la sequía en comparación con BDF rurales con ganadería extensiva menos impactados.

5.3. Metodología específica

5.3.1. Diseño de muestreo

El estudio se llevó a cabo en los cuatro BDF mencionados en el Capítulo 2 durante el periodo de estudio (primavera 2017-verano 2018). Como se mencionó anteriormente, dos de ellos, Carnaval y Del Gato estan ubicados en arroyos periurbanos con UAI y los otros dos, Cajaravillas y Chubichaminí en arroyos rurales con UGE (**Fig. 2.1**). Para analizar las condiciones hidrológicas del periodo muestreado, los muestreos de septiembre y octubre de 2017 se consideraron como meses de precipitaciones habituales, “periodo normal”, mientras que febrero y marzo de 2018 se consideraron meses de sequía, “periodo sequía” (**Fig. 5.1**). Diciembre fue descartado del análisis hidrológico, ya que se lo consideró un mes de transición con valores intermedios entre ambos periodos. La precipitación promedio registrada para febrero y marzo fue menor que la precipitación histórica media mensual acumulada durante los últimos diez años (Servicio Meteorológico Nacional: febrero, 155 mm, y marzo 95 mm). Esta intensa sequía coincidió con la fase de “La Niña” (Gómez et al., 2022) del fenómeno climático global “El Niño-Oscilación del Sur” (ENOS, Allan et al., 1996).

A pesar de las precipitaciones acumuladas registradas en marzo, de 92 mm solo 10 mm fueron registrados previo al muestreo realizado. Como se mencionó en el capítulo anterior, el BDF Carnaval, uno de los BDF con UAI, estuvo completamente seco durante la campaña de febrero.

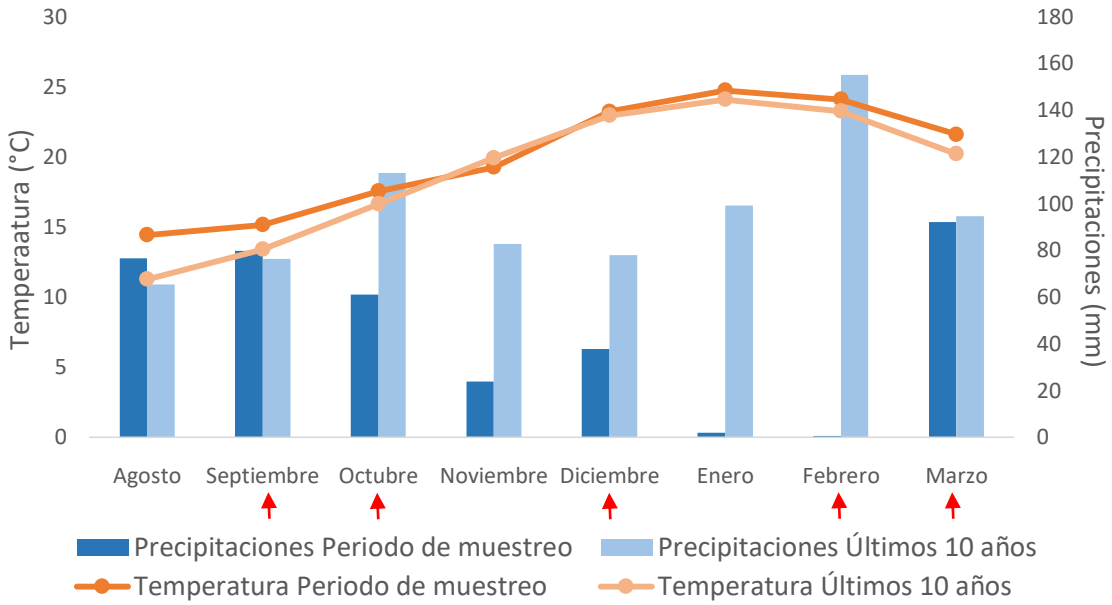


Figura 5.1 Comparación de las precipitaciones mensuales acumuladas y las temperaturas promedio durante el periodo de muestreo (Estación meteorológica automática del ILPLA) y los valores medios de la ciudad de La Plata registrados en los últimos 10 años, 2006-2016 (Servicio Meteorológico Nacional, 2021). Las flechas indican los meses de muestreo; diciembre no se consideró para el análisis hidrológico

5.3.2. Caracterización ambiental

Para cada fecha y sitio de muestreo, se caracterizó el tamaño del hábitat para cada BDF usando el área de la sección transversal mojada (McHugh et al., 2010; Jellyman et al., 2014). En relación a otros descriptores, el área de la sección transversal proporciona una descripción más precisa del volumen del hábitat para conjuntos de datos pertenecientes a diferentes periodos hidrológicos (Jellyman et al., 2014; Post et al., 2007). Para el cálculo del área, se registraron por triplicado la profundidad media y el ancho mojado, además se registró la velocidad de la corriente y el caudal.

Para caracterizar ambos periodos hidrológicos, se utilizaron las variables ambientales mencionadas en la sección 4.3.2, medidas en los meses de septiembre y octubre de 2017 y febrero y marzo de 2018. La metodología utilizada para la medición de cada parámetro es detallada en la sección 3.1.1 y sección 3.1.2.

Además de registrarse los parámetros hidrogeomorfológicos y fisicoquímicos mencionados en cada sitio en las cuatro fechas de muestreo, se determinó la cobertura total de macrófitas y la cobertura relativa de cada especie y forma de vida. Ver sección 3.1.3 para detalles de la metodología.

5.3.3. Ensamble de macroinvertebrados

Asimismo, se utilizaron las muestras de macroinvertebrados colectadas en septiembre y octubre de 2017 y febrero y marzo de 2018. Las métricas estructurales y funcionales calculadas a partir de dichas muestras se detallan en la sección 3.2.2 y sección 3.2.3.

5.3.4. Estructura trófica

Los resultados obtenidos del análisis de contenidos digestivos mencionados en la sección 4.4.3 se separaron por periodo hidrológico. A partir del análisis de contenidos digestivos y la búsqueda bibliográfica, se crearon redes tróficas acumulativas para cada periodo hidrológico de cada BDF, obteniéndose dos redes tróficas por BDF (normal y sequía). A partir de las mismas, se calculó el promedio de los 15 atributos estructurales de las redes tróficas mencionadas en la **Tabla 3.2** de Materiales y métodos para cada periodo hidrológico en cada uso del suelo.

5.3.5. Análisis estadísticos

Para evaluar las diferencias entre periodos hídricos en los parámetros hidrogeomorfológicos, fisicoquímicos y las métricas estructurales y funcionales de macroinvertebrados, se realizaron MLM y MLGM (ver sección 3.4). En este caso, se evaluó como factor fijo 'Periodo', compuesto por 2 niveles: normal y sequía. Se analizó cada uso del suelo por separado por las diferencias estimadas en el Capítulo 4 de la presente tesis. Teniendo en cuenta la no independencia espacial 'Arroyo' (Carnaval, Del Gato en el caso del modelo para BDF con UAI y Cajaravillas y Chubichaminí para el modelo de los BDF con UGE) y temporal 'Fecha' (septiembre-2017, octubre-2017, febrero-2018, marzo-2018) se utilizaron estos factores como factores aleatorios. De esta manera, el modelo quedó descripto por la siguiente fórmula:

$$yi = \beta 0 + \beta 1\mathrm{i}\ (Periodo) + b1j\ (Arroyo) + b2k\ (Fecha) + \varepsilon$$

En el caso de los modelos creados para la DBO_5, DQO, $N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NO_2^-$, $N\text{-}NH_4^+$, $P\text{-}PO_4^{3-}$ y SST se removió el factor fecha por la falta de réplicas temporales (solo 1 réplica por fecha). A su vez, para estos parámetros fisicoquímicos, al no cumplirse la homocedasticidad

en los modelos ajustados con una distribución de errores Gaussiana se utilizó una distribución Gamma con función de enlace inversa (Zuur et al., 2009).

Para analizar posibles diferencias en la composición taxonómica de macroinvertebrados entre periodos hidrológicos, se utilizaron análisis de varianza multivariante permutacional (PERMANOVA), en cada uso del suelo por separado, con 'Arroyo' anidado dentro de 'Periodo'. Los PERMANOVA se aplicaron sobre matrices de disimilitud de Bray-Curtis calculadas a partir de los datos de abundancia de macroinvertebrados. También se realizaron análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para identificar aquellos taxones que aportaban más a las diferencias entre periodos (Clarke & Warwick, 2001). Antes de realizar ambos análisis, los datos de abundancia fueron transformados a ln (x+1) con el fin de reducir la influencia de los taxones muy abundantes (Anderson et al., 2006). Los análisis se realizaron utilizando los paquetes vegan (Oksanen et al., 2019) y BiodiversityR (Kindt & Coe, 2005).

5.4. Resultados

5.4.1. Caracterización ambiental

A partir de los MLM se encontró que ambos usos del suelo presentaron diferencias significativas en los parámetros hidrogeomorfológicos durante los periodos hidrológicos estudiados, siendo el ancho del cauce, la velocidad máxima, el caudal y tamaño del hábitat significativamente mayores en el periodo normal en comparación con el periodo de sequía (**Tabla 5.1**). Por otro lado, la profundidad no mostró diferencias entre periodos hidrológicos (**Tabla 5.1**).

Tabla 5.1 Parámetros hidrogeomorfológicos de los bañados de desborde fluvial según el uso del suelo (UAI: uso agrícola intensivo, UGE: uso ganadero extensivo) en los dos periodos hidrológicos analizados: normal y sequía. Se indican el promedio y el error estándar (± EE), el número de observaciones (n), el F de Fisher y el p valor de los MLM. Las diferencias significativas ($p < 0,05$) entre periodos hidrológicos se indican en negrita.

	UAI					**UGE**				
	n	normal	sequía	F	p	n	normal	sequía	F	p
Ancho (m)	21	3,47 ± 0,39	2,4 ± 0,38	9,81	**0,006**	24	40,47 ± 9,48	3,53 ± 0,31	71,54	**<0,001**
Profundidad promedio (m)	21	0,23 ± 0,02	0,2 ± 0,05	0,66	0,426	24	0,14 ± 0,01	0,15 ± 0,02	0,14	0,707
Velocidad máxima (m s^{-1})	21	0,06 ± 0,01	0,02 ± 0	7,83	**0,012**	24	0,16 ± 0,01	0,01 ± 0	52,91	**<0,001**
Caudal (m^3 s^{-1})	21	0,02 ± 0	0,01 ± 0	10,77	**0,004**	24	0,11 ± 0	0 ± 0	9,22	**0,039**
Tamaño de hábitat (m^2)	21	0,89 ± 0,15	0,66 ± 0,19	5,90	**0,026**	24	4,59 ± 0,96	0,6 ± 0,12	88,21	**<0,001**

En la **Tabla 5.2** se muestran los valores de los parámetros fisicoquímicos hallados en los dos periodos hidrológicos en ambos usos del suelo. El periodo normal presentó concentraciones significativamente mayores de OD en BDF de ambos usos del suelo y de SST solo en BDF con UAI (**Tabla 5.2**). Por otra parte, el periodo de sequía en comparación con el normal mostró concentraciones significativamente mayores de NT y DBO_5 en BDF con UAI y de SDT y conductividad en BDF con UGE (**Tabla 5.2**). Las proporciones de las diferentes fracciones de materia orgánica no mostraron diferencias significativas entre periodos hidrológicos ($p > 0,05$, **Tabla 5.2**). Como se muestra en la **Tabla 5.2**, la MOPG resultó siempre la más importante seguida por la MOPM y por último la fina.

Cobertura de macrófitas

En ambos periodos hidrológicos, en los cuatro BDF la cobertura de macrófitas fue alta siendo en todos los casos mayor al 70 %. Con respecto a las formas de vida, se observó una disminución en la cobertura de macrófitas emergentes en los BDF con UGE y flotantes arraigadas en los BDF con UAI en el periodo de sequía en comparación con el periodo hidrológico normal. Además, en el periodo de sequía en el BDF Del Gato y en Cajaravillas se registró la presencia de *Lemna gibba* con cobertura del 39 % y 35 % (**Fig. 5.2A y 5.2B**, respectivamente).

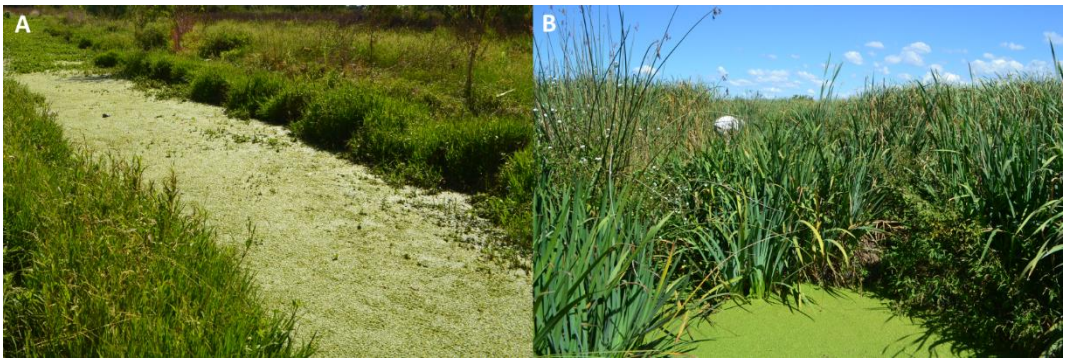


Figura 5.2 Cobertura de macrófitas en la campaña de febrero 2018 en **A)** Bañado de desborde fluvial Del Gato y **B)** bañado de desborde fluvial Cajaravillas

Tabla 5.2 Parámetros fisicoquímicos de los bañados de desborde fluvial de ambos usos del suelo (UAI: uso agrícola intensivo, UGE: uso ganadero extensivo) en los dos periodos hídrológicos analizados. Se indican el promedio y el error estándar (± EE), el número de observaciones (n), el F de Fisher y el p valor de los MLM y MLGM. Las diferencias significativas (p<0,05) entre periodos hidrológicos dentro de cada uso del suelo se indican en negrita. T°: temperatura, Cond: conductividad, OD: oxígeno disuelto, SDT: sólidos disueltos totales, SST: sólidos suspendidos totales, $N\text{-}NO_3^-$: nitrato, $N\text{-}NO_2^-$: nitrito, $N\text{-}NH_4^+$: amonio, $P\text{-}PO_4^{3-}$: fosfato, PT: fósforo total, NT: nitrógeno total, DBO_5: demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, MO: materia orgánica en sedimento, MOPF: MO particulada fina, MOPF: MO particulada media, MOPF: MO particulada gruesa.

	UAI					UGE				
	n	normal	sequía	F	p	n	normal	sequía	F	p
T°	21	18,78 ± 0,42	20,3 ± 0,14	9,66	0,098	24	17,61 ± 0,52	21,27 ± 0,03	2,69	0,234
pH	21	7,18 ± 0,11	6,86 ± 0,03	1,91	0,288	24	8,16 ± 0,06	8,2 ± 0,01	0,06	0,824
Cond (mS cm^{-1})	21	0,35 ± 0,03	0,28 ± 0,01	4,20	0,055	24	0,74 ± 0,01	1,02 ± 0,06	8,88	**0,007**
Turbidez (NTU)	21	86,81 ± 3,28	126,18 ± 9,86	0,22	0,641	24	123,47 ± 3,45	286,06 ± 62,77	0,69	0,495
OD (mg L^{-1})	21	6,01 ± 0,24	2,81 ± 0,06	41,39	**<0,001**	24	6,97 ± 0,49	4,6 ± 0,57	26,9	**0,035**
SDT (gr L^{-1})	21	0,23 ± 0,02	0,18 ± 0,01	4,19	0,056	24	0,47 ± 0	0,65 ± 0,04	7,67	**0,011**
SST (mg L^{-1})	7	87,92 ± 9,4	8,3 ± 4,65	9,54	**0,027**	8	52,25 ± 17,03	45,34 ± 18,32	0,06	0,823
$N\text{-}NO_3^-$ (mg L^{-1})	7	0,05 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,58	0,481	8	0,03 ± 0,01	0,05 ± 0,01	3,07	0,131
$N\text{-}NO_2^-$ (mg L^{-1})	7	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,02	0,885	8	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0	3,02	0,133
$N\text{-}NH_4^+$ (mg L^{-1})	7	0,12 ± 0,03	0,14 ± 0,03	0,24	0,644	8	0,11 ± 0,06	0,46 ± 0,28	1,53	0,262
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (mg L^{-1})	7	1,04 ± 0,21	1,24 ± 0,08	0,12	0,739	8	0,1 ± 0,03	0,26 ± 0,03	5,08	0,065
PT (mg L^{-1})	21	1,57 ± 0,13	1,56 ± 0,17	0,02	0,901	24	0,47 ± 0,06	0,38 ± 0	0,38	0,602
NT (mg L^{-1})	21	3,32 ± 0,16	11,76 ± 0,37	34,50	**0,029**	24	2,92 ± 0,19	2,43 ± 0,12	2,98	0,098
DBO_5 (mg L^{-1})	7	10 ± 0,35	29,75 ± 1,62	11,87	**0,018**	8	14,25 ± 0,53	10,58 ± 2,18	1,48	0,270
DQO (mg L^{-1})	7	47,5 ± 3,18	93,25 ± 11,03	3,54	0,119	8	75,5 ± 3,18	68,67 ± 21,1	0,08	0,788
MO (%)	21	14,95 ± 0,39	9,07 ± 1,66	0,22	0,690	24	22,3 ± 3,24	25,49 ± 4,31	3,04	0,096
MOPF (%)	6	20.41 ± 0.58	18.39 ± 0.44	1,04	0,333	6	14.85 ± 3.21	21.41 ± 3.13	1,71	0,220
MOPM (%)	6	34.04 ± 0.03	34.08 ± 0.13	0,02	0,902	6	34.77 ± 0.88	32.51 ± 2.12	0,44	0,524
MOPG (%)	6	45.55 ± 0.55	47.53 ± 0.31	0,86	0,376	6	50.38 ± 2.33	46.09 ± 5.25	0,70	0,423

5.4.2. Ensamble de macroinvertebrados

Las figuras 5.4A y 5.4B muestran las densidades relativas de los taxones que presentaron en alguno de los periodos hidrológicos densidad relativa mayor al 5 %. Se encontró en ambos usos del suelo una menor densidad relativa de *H. curvispina* y *Pisidium* sp. y una mayor densidad relativa de Nematoda y Cyclopoida en el periodo de sequía en comparación con el periodo normal (**Fig. 5.3**). También en los BDF con UAI Oligochaeta, *Helobdella* sp. y *Girardia* sp. disminuyeron sus densidades relativas hacia el periodo de sequía y *H. parchapii,* Entomobryidae e Hydrachnidae aumentaron su densidad relativa en este periodo (**Fig. 5.3A**). En los BDF con UGE, los Oligochaeta tuvieron densidades relativas similares entre periodos hidrológicos; por otro lado, la densidad relativa de Chironomidae disminuyó hacia el periodo de sequía y aumentó la densidad relativa de Ostracoda y Ceratopogonidae (**Fig. 5.3B**).

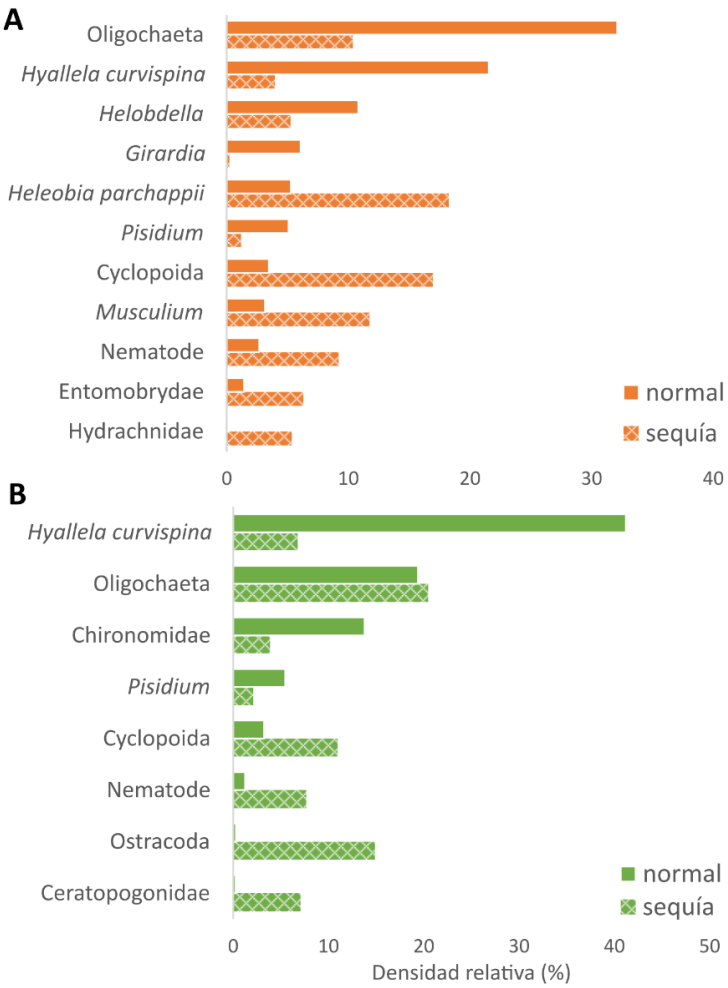


Figura 5.3 Densidad relativa de los taxones de macroinvertebrados más abundantes (> 5 %) en los dos periodos hidrológicos de estudio (normal y sequía) en bañados de desborde fluvial con uso del suelo **A)** agrícola intensivo y **B)** ganadero extensivo

Según el análisis de PERMANOVA la composición taxonómica del ensamble de macroinvertebrados mostró diferencias significativas entre periodos hidrológicos en ambos usos del suelo (**Tabla 5.3**). La disimilitud entre periodos hidrológicos hallada a partir del análisis SIMPER se muestra en la **Tabla 5.3** junto con los taxones que contribuyeron más a la diferencia en cada uso del suelo. El porcentaje de disimilitud del ensamble entre periodos hidrológicos fue mayor en los BDF con UAI (85 %) en comparación con aquellos con UGE (77 %). *Hyalella curvispina* y Oligochaeta junto con *Pisidium* y *Helobdella* aportaron a las diferencias presentando mayor abundancia en el periodo normal, también *Girardia* en los BDF con UAI y Chironomidae y *Caenis* en los BDF con UGE. Por otro lado, los taxones que contribuyeron a las diferencias entre periodos presentando mayor abundancia en el periodo de sequía fueron Cyclopoida y Nematoda, en ambos usos del suelo, Entomobryidae solo en BDF con UAI y Ceratopogonidae y Ostracoda en los BDF con UGE.

Tabla 5.3 Resultados del análisis PERMANOVA y SIMPER. Se indica el Pseudo-F y la significancia del PERMANOVA además del resultado del SIMPER: porcentaje de disimilitud y los taxones y sus porcentajes de contribución a esta disimilitud entre periodos hidrológicos en cada uso del suelo (UAI: uso agrícola intensivo, UGE: uso ganadero extensivo). Se señalan los taxones en el periodo donde presentaron mayor abundancia.

		UAI		**UGE**	
PERMANOVA	**Pseudo-F**	9,27		5,92	
	p	0,001		0,001	
% Disimilitud		85		77	
Taxones y porcentajes de contribución		normal	sequía	normal	sequía
		Oligochaeta (30.7) *H. curvispina* (10.4) *Helobdella* (13.3) *Girardia* (6.3) *Pisidium* (5.9)	Cyclopoida (4,8) Nematoda (3,2) Entomobryidae (2,0)	*H. curvispina* (33,8) Oligochaeta (16,8) Chironomidae (12,3) *Pisidium* (5,2) *Helobdella* (3,9) *Caenis* (2,5)	Cyclopoida (4,1) Ostracoda (4,0) Nematoda (2,7) Ceratopogonidae (2,5)

Métricas estructurales

A partir de los MLM se encontró que en ambos usos del suelo, la densidad de los macroinvertebrados fue significativamente mayor en el periodo hidrológico normal que en el periodo de sequía (**Fig. 5.4A**, **Tabla 5.4**). Además, en los BDF con UAI se encontró una riqueza significativamente mayor en el periodo hidrológico normal (**Fig. 5.4B**, **Tabla 5.4**). La diversidad, por otro lado, no evidenció diferencias significativas entre periodos hidrológicos (**Fig. 5.4C**, **Tabla 5.4**).

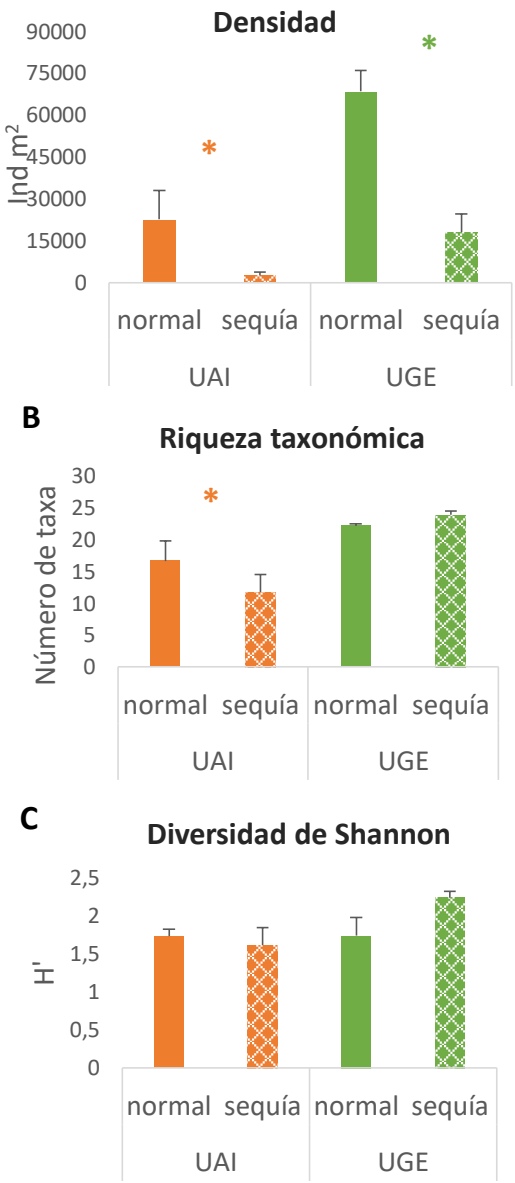


Figura 5.4 Promedio y error estándar de **A)** la densidad, **B)** riqueza taxonómica y **C)** diversidad de Shannon (H'), de macroinvertebrados en ambos periodos hidrológicos de estudio (normal y sequía) en bañados de desborde fluvial con uso agrícola intensivo (UAI) y uso ganadero extensivo (UGE). Las diferencias significativas entre periodos para cada uso del suelo se indican con asterisco ($p < 0,05$)

Tabla 5.4 Resultados de los MLM y MLGM en los que se comparan las métricas de macroinvertebrados registradas en el periodo hidrológico normal y el de sequía en los bañados de desborde fluvial con uso del suelo agrícola intensivo (UAI, n = 21) y uso del suelo ganadero extensivo (UGE, n = 24). Se muestran en la tabla el coeficiente estimado (β, ± el Error Estandar), el F de Fisher o valor de z y el valor de significancia (p). Las diferencias significativas (p < 0,05) entre periodos hidrológicos se indican en negrita.

	UAI			**UGE**		
	β	F	p	β	F	p
Diversidad de Shannon		0,15	0,706		9,15	0,094
Intercepto	0,98 ± 0,04			1,17 ± 0,05		
Periodo (normal)	0,02 ± 0,06			-0,18 ± 0,06		
Densidad		44,48	**<0,001**		21,28	**<0,001**
Intercepto	7,68 ± 0,25			9,54 ± 0,21		
Periodo (normal)	2,15 ± 0,32			1,38 ± 0,30		
% Predadores		4,81	**0,041**		12,94	**0,001**
Intercepto	0,42 ± 0,06			0,24 ± 0,02		
Periodo (normal)	-0,19 ± 0,09			-0,11 ± 0,03		
% Colectores-recolectores		1,24	0,422		0,99	0,337
Intercepto	0,29 ± 0,07			0,52 ± 0,10		
Periodo (normal)	0,11 ± 0,10			-0,08 ± 0,08		
% Colectores-filtradores		0,18	0,678		0,06	0,815
Intercepto	0,11 ± 0,10			0,07 ± 0,04		
Periodo (normal)	0,02 ± 0,05			0,01 ± 0,02		
% Fragmentadores		5,94	**0,025**		15,00	**<0,001**
Intercepto	0,04 ± 0,14			0,10 ± 0,16		
Periodo (normal)	0,17 ± 0,07			0,26 ± 0,07		
% Raspadores		3,68	0,071		8,98	**0,007**
Intercepto	0,24 ± 0,15			0,10 ± 0,01		
Periodo (normal)	-0,18 ± 0,09			-0,06 ± 0,02		
	β	**z**	**p**	**β**	**z**	**p**
Riqueza		2,34	**0,019**		-0,71	0,48
Intercepto	2,54 ± 0,09			3,17 ± 0,07		
Periodo (normal)	0,27 ± 0,12			-0,07 ± 0,11		

Métricas funcionales

El periodo hidrológico normal en los BDF de ambos usos del suelo se vio caracterizado por una mayor proporción de colectores-recolectores (**Fig. 5.5**). Por otra parte, el periodo de sequía estuvo caracterizado por una mayor abundancia relativa de predadores en BDF con UAI (**Fig. 5.5A**) y de colectores-recolectores en BDF con UGE (**Fig. 5.5B).** En ambos usos del suelo, se encontró una abundancia relativa significativamente mayor de macroinvertebrados predadores en el periodo hidrológico de sequía en comparación con el periodo normal (**Fig. 5.5**, **Tabla 5.4**). Por otro lado, el periodo normal mostró una abundancia relativa significativamente mayor de fragmentadores (**Fig. 5.5**,

Tabla 5.4). A su vez, los BDF con UGE presentaron una abundancia relativa significativamente mayor de raspadores en el periodo de sequía (**Fig. 5.5B**, **Tabla 5.4**). Un patrón similar se observó en BDF con UAI sin presentarse diferencias estadísticamente significativas (**Fig. 5.5**, **Tabla 5.4**). El GFA colectores-filtradores presentó abundancias relativas similares entre periodos en ambos usos del suelo (**Fig. 5.5**).

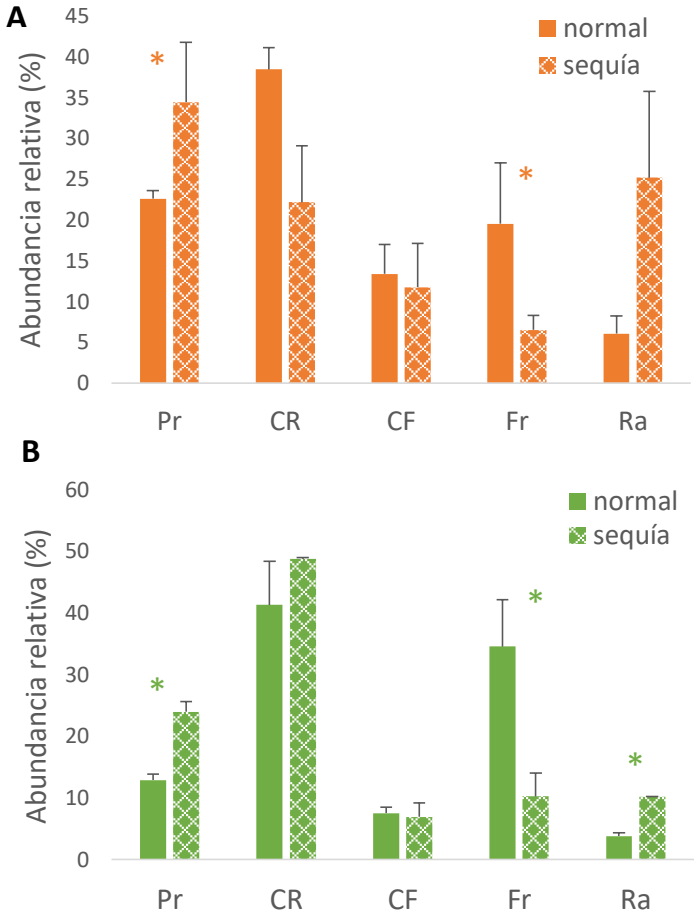


Figura 5.5 Promedio y error estándar de las abundancias relativas de los grupos funcionales alimentarios (Pr: predadores, CR: colectores-recolectores, CF: colectores-filtradores, Fr: fragmentadores, Ra: raspadores) presentes en bañados de desborde fluvial con **A)** uso agrícola intensivo y **B)** uso ganadero extensivo, en los dos periodos hidrológicos estudiados (normal y sequía). Las diferencias significativas entre periodos hidrológicos para cada uso del suelo se indican con asterisco ($p < 0,05$)

5.4.3. Estructura trófica

Ítems alimentarios

En ambos periodos hidrológicos en los dos usos del suelo, el detrito resultó ser el ítem más consumido (**Fig. 5.6**). La proporción de restos vegetales en los contenidos digestivos analizados resultó mayor en el periodo de sequía en comparación con el periodo

normal (**Fig. 5.6**) y, contrariamente, en el periodo hidrológico normal, Bacillariophyceae y los restos animales mostraron mayor proporción que en el periodo de sequía (**Fig. 5.6**, **Tabla A2**).

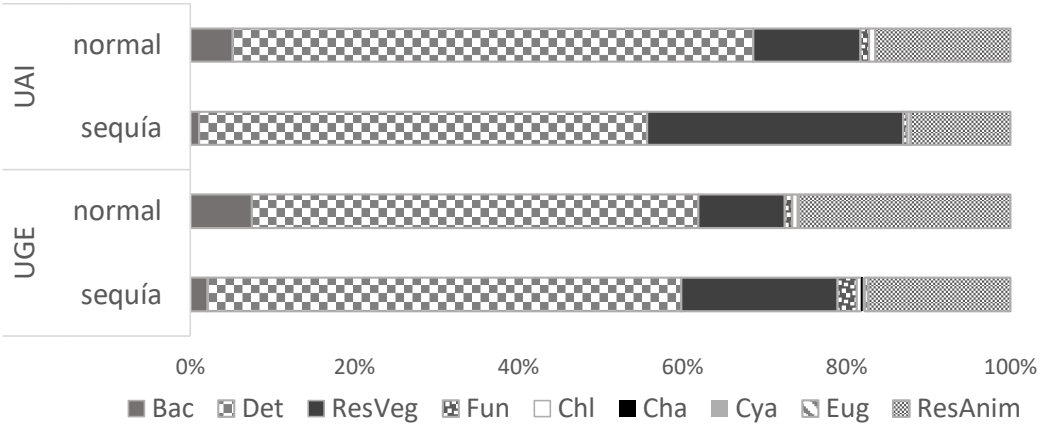
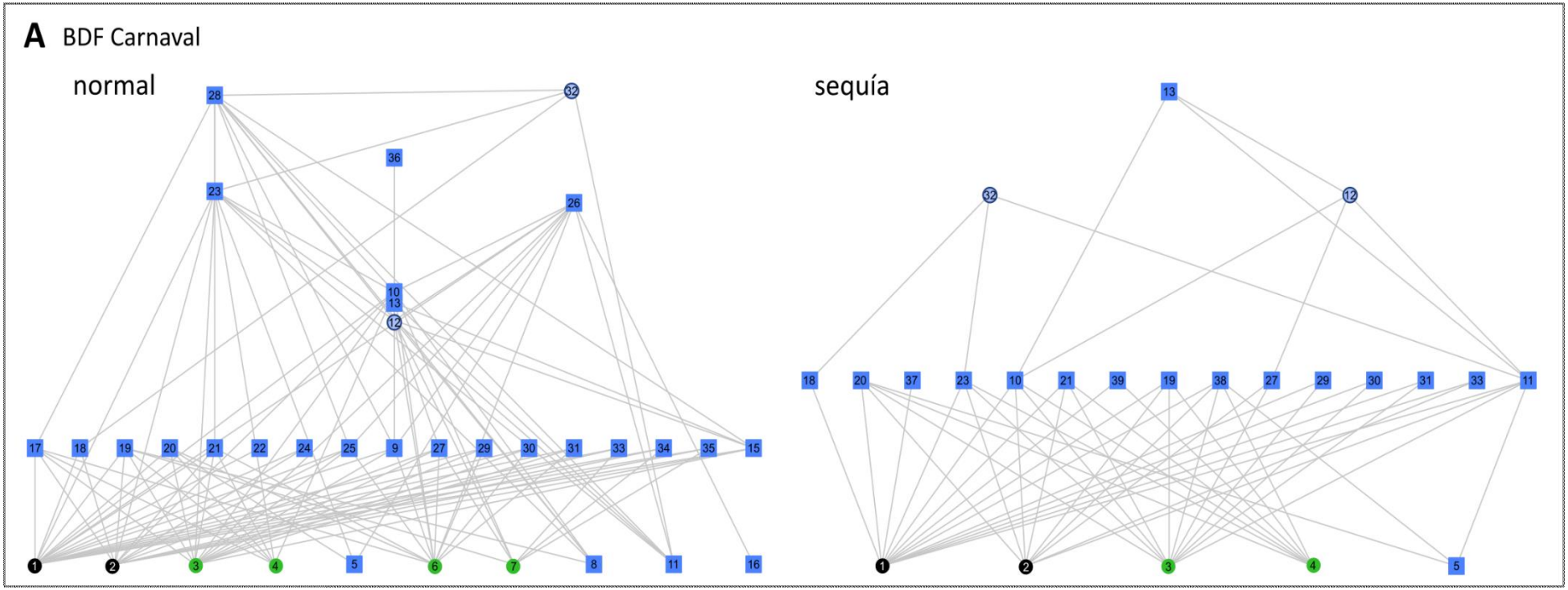


Figura 5.6 Proporción de ítems alimentarios hallados en los contenidos digestivos en el total de los ejemplares analizados durante ambos periodos hidrológicos (normal y sequía) en bañados de desborde fluvial con uso agrícola intensivo (UAI) y uso ganadero extensivo (UGE). Bac: Bacillariophyceae, Det: detrito, ResVeg: restos vegetales, Fun: Fungi, Chl: Chlorophyta, Cya: Cyanophyta, Cha: Charophyta, Eug: Euglenophyta, ResAnim: restos animales

Redes tróficas

Las figuras 5.7A y 5.7B y 5.8A y 5.8B muestran las redes tróficas modeladas para cada BDF en los dos periodos hidrológicos. En los cuatro bañados estudiados en los dos periodos hidrológicos, el detrito presentó el mayor número de enlaces tróficos salientes (*'out nodes degrees'*). En cuanto a la comparación entre periodos hídricos, se observó que los restos vegetales aumentaron el número de enlaces tróficos salientes en el periodo de sequía. Con respecto a los consumidores, aquellos presentes en ambos periodos presentaron mayor número de enlaces tróficos entrantes (*'in nodes degree'*) durante el periodo normal, es decir, un mayor número de ítems alimentarios presentes en su contenido digestivo.


A BDF Carnaval
normal
28
32
36
23
26
10
13
12
17
18
19
20
21
22
24
25
9
27
29
30
31
33
34
35
15
1
2
3
4
5
6
7
8
11
16
sequía
13
32
12
18
20
37
23
10
21
39
19
38
27
29
30
31
33
11
1
2
3
4
5

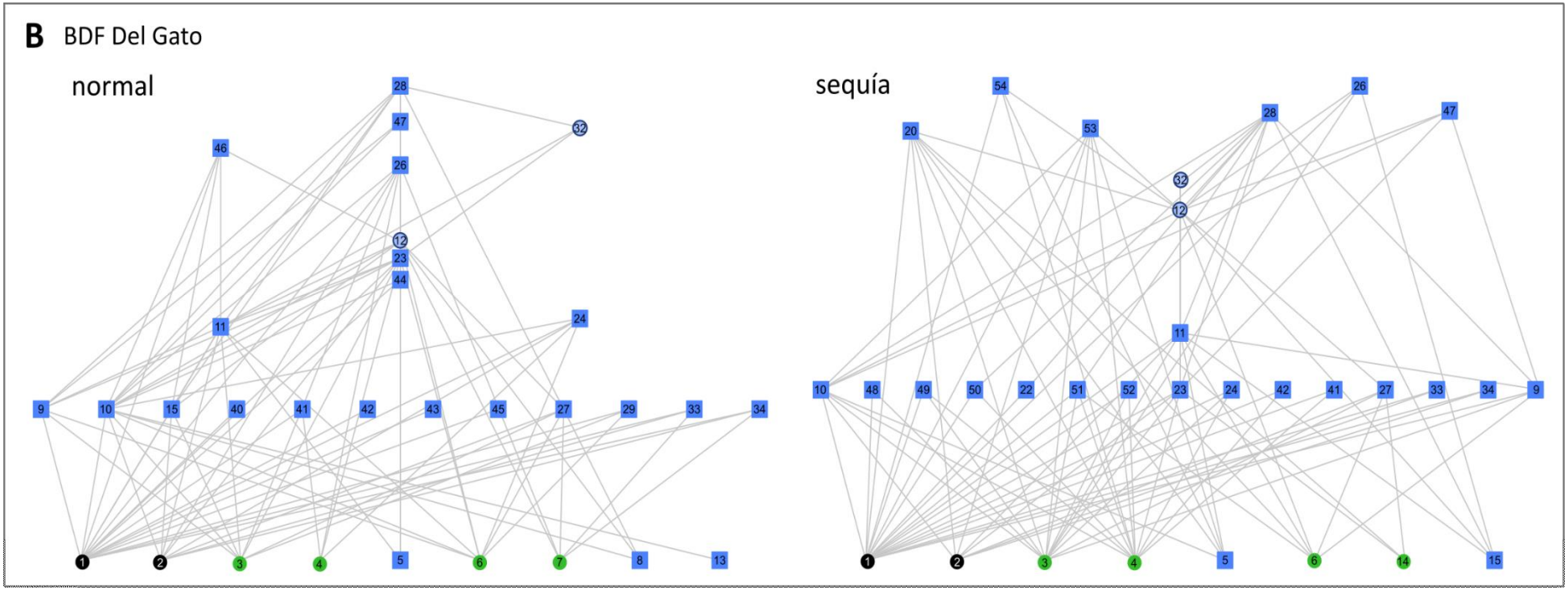
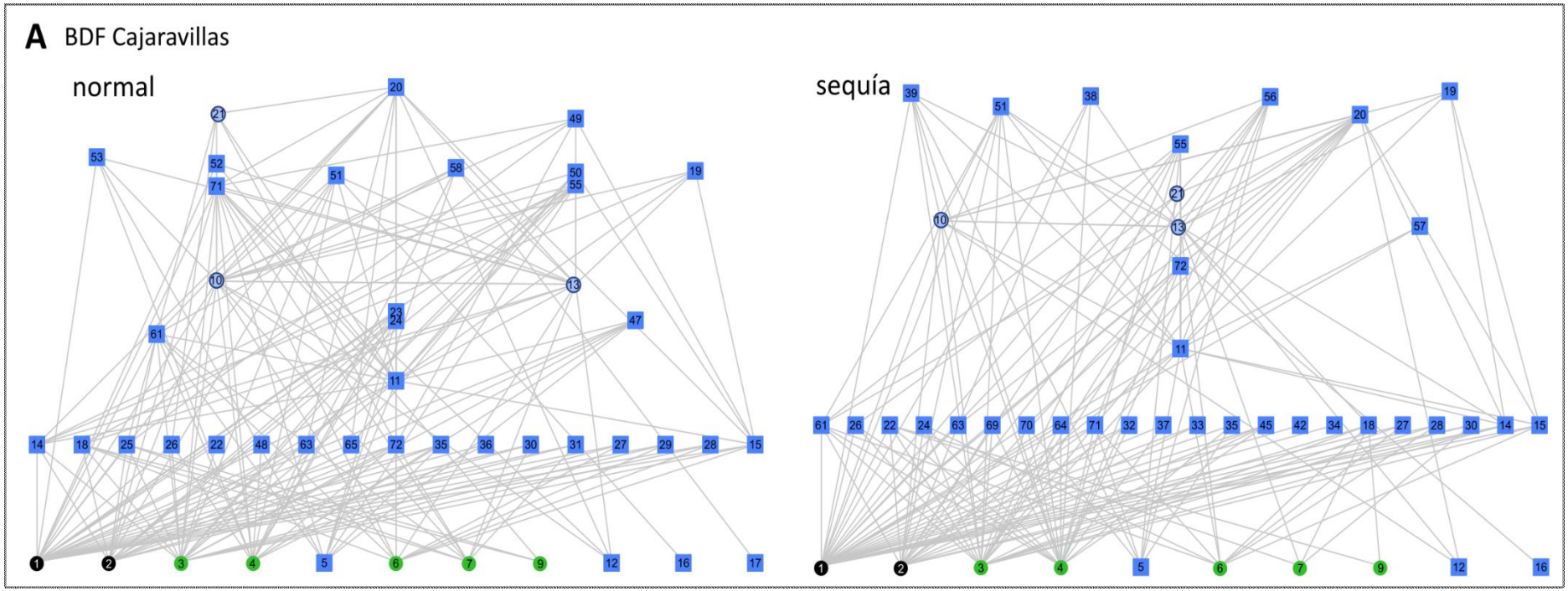


Figura 5.7 Estructura de la red trófica según el nivel trófico de los bañados de desborde fluvial con uso agrícola intensivo, **A)** Carnaval y **B)** Del Gato, durante el periodo de estudio. Los recursos basales se muestran en el nivel trófico inferior y en los niveles superiores se indican los consumidores; aquellos con canibalismo se muestran con círculos más claros. Nodos: 1) Detrito, 2) Fungi, 3) Bacillariophyceae, 4) restos vegetales, 5) restos animales indeterminados, 6) Chlorophyta, 7) Cyanophyta, 8) Rotifera, 9) Cladocera, 10) Chironomidae, 11) Oligochaeta, 12) Cyclopoida, 13) Acari, 14) Euglenophyta, 15) Ostracoda, 16) larva nauplio, 17) *America baetis*, 18) *Drepanotrema*, 19) *H. parchappii,* 20) *P. canaliculata,* 21) Tipulidae, 22) Ceratopogonidae, 23) *H. curvispina*, 24) *Enochrus*, 25) *Caenis,* 26) Coenagrionidae, 27) Nematoda, 28) *Girardia,* 29) *Pisidium*, 30) *Musculium*, 31) *Eupera* 32) *Helobdella,* 33) Entomobryidae, 34) Sminthuridae, 35) Poduridae, 36) Noteridae, 37) Dolichopodidae, 38) *Fritzianira,* 39) Drosophilidae, 40) *U. concentricus,* 41) *Tropisternus*, 42) *Paracymus*, 43) *Hydrochanthus*, 44) *Laccophilus*, 45) *Scirtes*, 46) *Rhionaeschna*, 47) *Belostoma,* 48) *Physa,* 49) *Sigara,* 50) Muscidae, 51) Stratiomyidae, 52) Ephydridae, 53) *Liodessus*, 54) *Micrathyria*


A BDF Cajaravillas
normal
20
21
49
53
52
71
51
58
50
55
19
10
13
23
24
47
61
11
14 18 25 26 22 48 63 65 72 35 36 30 31 27 29 28 15
1 2 3 4 5 6 7 9 12 16 17
sequía
39
51
38
56
20
19
55
21
10
13
57
72
11
61 26 22 24 63 69 70 64 71 32 37 33 35 45 42 34 18 27 28 30 14 15
1 2 3 4 5 6 7 9 12 16

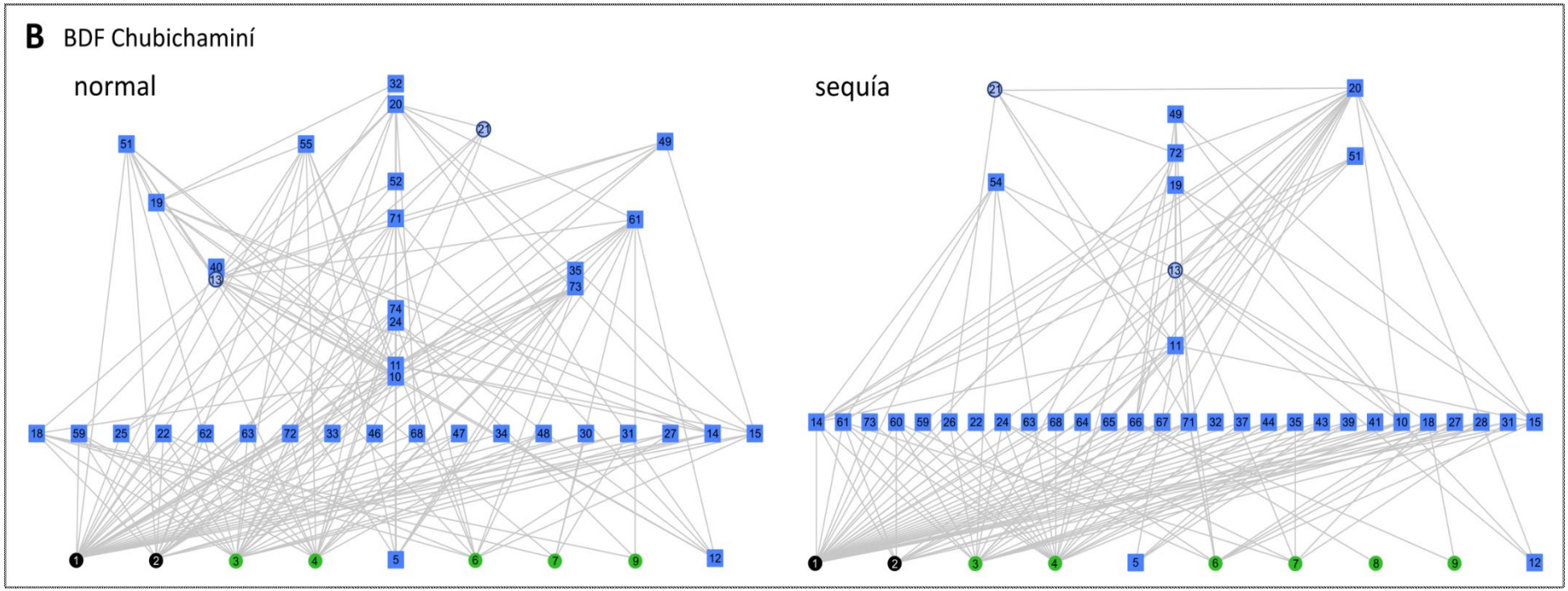


Figura 5.8 Estructura de la red trófica según el nivel trófico de los bañados de desborde fluvial con uso ganadero extensivo, **A)** Cajaravillas y **B)** Chubichaminí, durante el periodo de estudio. Los recursos basales se muestran en el nivel trófico inferior y en los niveles superiores se indican los consumidores; aquellos con canibalismo se muestran con círculos más claros. Nodos: 1) Detrito, 2) Fungi, 3) Bacillariophyceae, 4) restos vegetales, 5) restos animales indeterminados, 6) Chlorophyta, 7) Cyanophyta, 8) Charophyta, 9) Euglenophyta, 10) Chironomidae, 11) Oligochaeta, 12) Rotifera, 13) Cyclopoida, 14) Ostracoda, 15) Cladocera, 16) Collembola, 17) Hempitera, 18) Nematoda, 19) Acari, 20) *Girardia*, 21) *Helobdella*, 22) *H. parchappii,* 23) *Physa*, 24) *U. concentricus*, 25) *Biomphalaria*, 26) *Drepanotrema*, 27) *Pisidium*, 28) *Eupera*, 29) *Musculium*, 30) Entomobryidae, 31) Sminthuridae, 32) *Enochrus*_A, 33) *Tropisternus*_A, 34) *Berosus*_A, 35) *Berosus*_L, 36) *Dactylusternum,* 37) *Paracymus*_A, 38) *Paracymus*_L, 39) *Desmopachria*, 40) *Laccophilus*_A, 41) *Laccophilus*_L, 42) *Laccodytes*_A, 43) *Pronoterus*, 44*) Hydrochanthus*_A, 45) *Hydrochanthus_L,* 46) *Hexacylloepus*_L, 47) *Sigara*, 48) *Tenagobia*, 49) *Belostoma*, 50)*Neoplea*, 51) Coeangrionidae, 52) *Rhionaeschna*, 53) *Lestes*, 54) *Micrathyria*, 55) *Perithemis*, 56) *Erythemis*, 57) *Erythrodiplax*, 58) *Tramea*, 59) *America baetis*, 60) *Calibaetis*, 61) *Caenis*, 62) *Hydroptila*, 63) Ceratopogonidae, 64) Ephydridae, 65) Drosophilidae, 66) Culicidae, 67) Stratiomyidae, 68) Muscidae, 69) Dolichopodidae, 70) Psychodidae, 71) *H. curvispina*, 72) *H. pseudoazteca*, 73) *M. borelii*, 74) *P. argentinus*

El periodo hidrológico de sequía presentó en ambos usos del suelo menor número de enlaces tróficos, densidad de enlaces, promedio del largo de las cadenas, longitud máxima de las cadenas y grado de omnivoría y mayor vulnerabilidad (**Tabla 5.5**). Además, en los BDF con UAI este periodo presentó menor tamaño de red; proporción de nodos basales; relación recursos: consumidores; complejidad de enlaces; generalidad y mayor proporción de nodos top. Por otro lado, los BDF con UGE presentaron proporciones similares de nodos, siendo levemente mayores los promedios en la proporción de nodos top en el periodo normal, y de nodos intermedios en el periodo de sequía. En estos BDF, la relación recursos: consumidores y la complejidad de enlaces fue mayor en el periodo de sequía, opuesto a lo mencionado para los BDF con UAI (**Tabla 5.5**).

Tabla 5.5 Promedio y error estándar de las métricas de las redes tróficas de los bañados de desborde fluvial de ambos usos del suelo (UAI: uso agrícola intensivo, UGE: uso ganadero extensivo) en los dos periodos hídricos analizados (normal y sequía). DE: desvío estándar.

	UAI		**UGE**	
	normal	sequía	normal	sequía
Propiedades de los nodos				
Tamaño de la red (ST)	33 ± 2	27,5 ± 4,5	45,5 ± 0,5	46 ± 1
Proporción de nodos top (%T)	0,41 ± 0,04	0,48 ± 0,04	0,46 ± 0,01	0,42 ± 0,02
Proporción de nodos intermedios (%I)	0,3 ± 0,04	0,29 ± 0,03	0,32 ± 0,01	0,36 ± 0,03
Proporción de nodos basales (%B)	0,29 ± 0	0,23 ± 0,02	0,22 ± 0,02	0,22 ± 0
Relación recursos : consumidores	0,83 ± 0,05	0,71 ± 0,04	0,69 ± 0,02	0,74 ± 0,02
Propiedades de los enlaces				
Número de enlaces tróficos (L)	102,5 ± 12,5	75,5 ± 20,5	178,5 ± 3,5	157 ± 6
Densidad de enlaces (LD)	3,09 ± 0,19	2,7 ± 0,3	3,92 ± 0,03	3,42 ± 0,2
Complejidad de enlaces	351 ± 22	281 ± 60	529 ± 6	627 ± 64
Conectividad o Conectancia (C)	0,09 ± 0	0,1 ± 0,01	0,09 ± 0	0,07 ± 0,01
Propiedades de las cadenas				
Promedio del largo de las cadenas (mFCL)	3,11 ± 0,34	2,08 ± 0,42	3,38 ± 0,13	3,03 ± 0,11
DE del largo de la cadena (sdFCL)	1,29 ± 0,36	0,83 ± 0,06	1,18 ± 0,06	1,13 ± 0,01
Longitud máxima de la cadena (maxFCL)	6 ± 1	3,5 ± 0,5	6,5 ± 0,5	5,5 ± 0,5
Propiedades de omnivoría				
Grado de omnivoría (%O)	0,26 ± 0,03	0,16 ± 0,12	0,38 ± 0,01	0,23 ± 0,04

Propiedades de las redes				
Generalidad normalizada (sdG)	0,96 ± 0,02	0,79 ± 0,07	0,85 ± 0,02	0,91 ± 0,05
Vulnerabilidad normalizada (sdV)	1,39 ± 0,04	1,58 ± 0,07	1,62 ± 0,04	1,82 ± 0,01

5.5. Discusión

Los resultados presentados muestran una disminución en la calidad del agua, la densidad y la complejidad trófica de macroinvertebrados, además de cambios en la composición del ensamble durante un periodo de sequía en los bañados de desborde fluvial con uso del suelo agrícola intensivo y ganadero extensivo.

En coincidencia con lo esperado, se encontró una disminución del caudal y del tamaño del hábitat en los BDF estudiados en el periodo de sequía. Al igual que lo mencionado por otros autores (Lake, 2003; Robinson et al., 2003; Acuña et al., 2005; Ledger et al., 2011), la reducción del caudal y el aumento de la temperatura hallados en el periodo de sequía se relacionaron con la disminución en la concentración de oxígeno disuelto. Por otra parte, como lo sugieren Carvalho et al. (2000) y Caruso (2002), la reducción del caudal y el aumento en la temperatura favorecen los procesos de disolución de sólidos suspendidos, reflejado por un aumento en los sólidos disueltos totales y en la conductividad, como se observó en BDF con UGE. Por otro lado, la mayor concentración de sólidos suspendidos totales en los BDF con UAI durante el periodo normal puede deberse a la mayor escorrentía durante este periodo. El aumento en la concentración de nitrógeno total en el periodo de sequía en los BDF con UAI estuvo de acuerdo con lo hallado por Dillard (2015) quien sugiere que en periodos de sequía se inhibe la actividad microbiana disminuyendo la desnitrificación, lo que sumado a la pérdida de conexión del arroyo, puede resultar en elevadas concentraciones del nitrógeno. La cobertura de macrófitas flotantes, como *Lemna gibba,* se relacionó con la disminución de caudal en correspondencia con lo hallado por Cao et al. (2018) y Fraaije et al. (2018). Los autores encontraron a menores velocidades de corriente un predominio de comunidades de plantas más típicamente lénticas, como las especies que flotan libremente.

En línea con lo hallado en los BDF estudiados, otros autores han encontrado que la disminución del caudal y del tamaño del hábitat en arroyos lleva a una disminución en la densidad de macroinvertebrados (Boulton & Lake, 1992; Wood & Armitage, 2004; Tarr et al., 2005). Algunos autores sugieren que esta disminución ocurre en respuesta a cambios en la competencia y la depredación dada por la reducción del tamaño del hábitat, que altera la

calidad y cantidad de alimentos en periodos de caudal bajo (Cowx et al., 1984; Wood & Petts, 1999).

En coincidencia con este estudio, otros autores registraron cambios en la composición del ensamble de macroinvertebrados en respuesta a la reducción del caudal tanto en arroyos (Gore et al., 2001; Suren et al., 2003; Beche et al., 2006) como en humedales (Sim et al., 2013). El aumento en la densidad de ciertos taxones de macroinvertebrados con rasgos que les confieren resistencia a la desecación o habilidad para encontrar refugio durante periodos de sequía fue estudiado previamente por otros autores en otras regiones. Por ejemplo, Larned et al. (2007) encontraron, en concordancia con lo hallado en los humedales de estudio, a Cyclopoida y Nematoda como resistentes a un periodo de sequía. Las etapas resistentes a la desecación son bien conocidas en los copépodos (Dahms, 1995) y se cree que los nematodos acuáticos sobreviven periodos secos prolongados en un estado de anhidrobiosis (Drummond et al., 2015). Además, el aumento de la densidad relativa de Ceratopogonidae durante el periodo de sequía (como el encontrado en BDF con UGE) fue mencionado por otros autores al indicar que sus larvas aparecen casi inmediatamente cuando se reanudan los flujos superficiales, lo que sugiere que utilizan la zona hiporreica como refugio (Stanley et al., 1994; Stubbington, 2012). A pesar de no haberse tenido en cuenta el tamaño corporal como una medida del ensamble, Beche et al. (2006) menciona que taxones con tamaño corporal pequeño, como los que aumentaron su densidad relativa en el periodo de sequía (ejemplo Entomobryidae y Ostracoda), se ven favorecidos al poder explotar más cantidad de refugios, aumentando la capacidad de usar la zona hiporreica durante las sequías. En los BDF estudiados debido a su granulometría fina y el escaso volumen de agua que puede quedar retenido en los intersticios podrían cobrar importancia las quebraduras del sedimento y la vegetación presente como refugio para los organismos (detalle en la **figura 4.1**). Por el contrario, *H. curvispina*, *Helobdella* sp., *Caenis* sp. y *Girardia* sp. presentaron una densidad relativa menor durante el periodo de sequía. No existen informes previos sobre cambios en las abundancias de estos taxones en condiciones de sequía, sin embargo, se han estudiado otras especies relacionadas como es el anfípodo *Gammarus pulex* (L.) que registró una respuesta similar a condiciones de sequía (Ladle & Bass, 1981; Wood & Armitage, 2004; Ledger et al., 2013) y otros taxones de Ephemeroptera que se vieron afectados por la reducción de caudal y la disminución de la velocidad de corriente (Calapez et al., 2017). Por otro lado, la disminución en la densidad relativa de *Pisidium* sp. en el periodo de sequía fue previamente

documentada por Ledger et al. (2013) quienes encontraron una disminución de estos filtradores al estudiar el efecto de la sequía en mesocosmos. Tanto Oligochaeta como Chironomidae disminuyeron su abundancia relativa en el periodo de sequía a diferencia de los resultados hallados por otros autores (Anacléto et al., 2018; de Morais et al., 2017). Ambos taxones son considerados tolerantes a periodos de disturbio y de disminución de caudal ya que pueden adaptarse rápidamente a cambios en la calidad del agua (Ledger et al., 2013). Futuros estudios sobre estos grupos ante cambios hidrológicos en estos ambientes podrían aportar al resultado hallado.

Con respecto a las grupos funcionales alimentarios, de acuerdo con nuestros resultados, otros autores mencionan que la reducción del caudal en arroyos y humedales se relaciona con un aumento en la densidad relativa de depredadores y una disminución de fragmentadores (Beche et al., 2006; Statzner & Bêche, 2010b; Ledger et al., 2011; Gebrehiwot et al., 2017). La reducción del tamaño de hábitat hallada en el periodo de sequía podría favorecer a los depredadores al eliminar los posibles refugios de sus presas (Dewson et al., 2007; Krawczyk et al., 2013) y al concentrar a las mismas en áreas menores (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Por otro lado, se ve afectada la abundancia de *H. curvispina*, principal fragmentador de los bañados de estudio, lo que puede estar asociado con la disminución en la calidad de los recursos. En este sentido, trabajos previos en arroyos (Lake, 2003) y humedales (Inkley et al., 2008) indican que los periodos de sequía generan una reducción en la calidad del material particulado, ya que disminuye la actividad microbiana y la descomposición se ve reducida. También se observó un aumento en la abundancia de raspadores, en el periodo de sequía en coincidencia con lo hallado por Gebrehiwot et al. (2017). El crecimiento de perifiton, principal recurso de los raspadores puede aumentar durante periodos de caudal bajo y altas temperaturas, viéndose favorecido por la baja velocidad de corriente (Ryder et al., 2006).

En ambos periodos hidrológicos y usos del suelo, el detrito resultó ser el ítem alimentario principal. Comparado con el periodo normal, en el periodo de sequía se encontró una mayor proporción de restos vegetales en los contenidos digestivos y una menor proporción de restos animales y Bacillariophyceae. Los restos vegetales pueden ser un recurso importante en los periodos de sequía cuando, por el bajo caudal, se acumula la materia orgánica (Acuña et al., 2005), siendo en el caso de los ambientes de estudio los restos de macrófitas la principal fuente de detrito. Por otro lado, la disminución en el contenido de Bacillariophyceae puede estar asociada con el efecto de los eventos de sequía

sobre el ensamble de diatomeas, trabajos previos encontraron que ante eventos de sequía la composición de la comunidad perifítica cambia de un ensamble dominado por diatomeas a uno dominado por algas verdes filamentosas y cianobacterias (Suren et al., 2003; Nicolosi Gelis et al., En prensa).

Los resultados hallados en relación a la estructura trófica indicaron que las relaciones tróficas variaron entre periodos hidrológicos. Durante el periodo de sequía los atributos de las redes tróficas reflejan una simplificación de las redes dada por un menor número y densidad de enlaces tróficos. Es sabido que los disturbios generan una concentración de flujos entre un menor número de especies y rutas tróficas, lo que disminuye la complejidad y elimina vías tróficas alternativas (Tylianakis et al., 2007). A su vez, al igual que lo encontrado en la presente tesis, otros autores han hallado una reducción en el largo de las cadenas tróficas ante eventos de sequía (Sabo et al., 2010; Ledger et al., 2013) y, como plantean Post et al. (2000) y McHugh et al. (2010), esta disminución se relaciona con un menor tamaño de hábitat. Ledger et al. (2013) encontraron una disminución en el largo de la red trófica al estudiar mesocosmos en arroyos, y relacionaron esta disminución a la pérdida de consumidores con ciclos de vida largos o vulnerables, lo que provoca la pérdida de enlaces tróficos. Al igual que lo esperado y mencionado por Tamaris-Turizo et al. (2018) al estudiar la variación entre periodos de sequía y de lluvia en ríos de montaña de Colombia, los BDF con UAI presentaron menor proporción de nodos basales y relación recursos: consumidores en el periodo de sequía y mayor proporción de nodos top, patrón diferente al observado en BDF con UGE. Este resultado refleja la desconexión de los BDF con UAI con el cauce principal durante el periodo de sequía, lo que implica una pérdida de la entrada de recursos desde el cauce (menor proporción de nodos basales). El grado de omnivoría en ambos usos del suelo fue mayor en el periodo normal, resaltando la mayor disponibilidad de recursos durante este periodo en comparación con uno de sequía. En periodos de caudal normal, el suministro y la persistencia de un recurso en particular es altamente variable y, como resultado, los macroinvertebrados se adaptan con una dieta más omnívora y generalista (Gebrehiwot et al., 2017). Por otro lado, la vulnerabilidad fue mayor en este periodo, pudiendo asociarse esta variable a que el menor tamaño del hábitat favorecería el encuentro con las presas (Dewson et al., 2007).

Como se mencionó anteriormente, la disminución en el caudal comúnmente conduce a disminuciones en el contenido de oxígeno disuelto, que es fundamental para la supervivencia de muchas especies acuáticas y también puede afectar su distribución y

abundancia (Robinson et al., 2004). Las concentraciones halladas de oxígeno disuelto en los BDF con UAI en el periodo de sequía (2,46 - 2,98 mg L^{-1}) se registraron por debajo del límite apto para la protección de la vida acuática (> 5 mg L^{-1}, (ACUMAR, 2019). Sumado a esto, algunas métricas como la riqueza taxonómica y la complejidad de enlaces tróficos mostraron las tendencias predichas entre periodos hidrológicos solo en BDF con UAI. En coincidencia con lo esperado, el efecto de la sequía difirió entre bañados con diferente uso del suelo. Como mencionan Rooney & McCann (2012), redes tróficas más complejas, con muchos enlaces y vías alternativas, como las observadas en los BDF con UGE, son más resistentes a perturbaciones que redes más simples como las presentes en BDF con UAI.

5.6.Conclusión

Los resultados hallados en el presente capítulo muestran los efectos de un periodo de sequía en el ensamble y las relaciones tróficas de macroinvertebrados de cuatro bañados de desborde fluvial de la ecorregión Pampa con diferente uso del suelo. Si bien estudios a largo plazo y un diseño en el que se comparen los mismos periodos del año en sequía y caudal normal permitirían reforzar los resultados, se puede concluir que los patrones observados pueden atribuirse al estrés producido por la escasez extraordinaria de agua. Lo que llevó a una disminución del tamaño de hábitat y a cambios en las características físicas del ambiente y de los recursos que provocaron cambios en el ensamble y relaciones tróficas de macroinvertebrados con un mayor impacto en humedales con uso del suelo agrícola intensivo. Estudios isotópicos a futuro sobre la dinámica de los recursos, en conjunto con el análisis trófico, enriquecerían los resultados hallados.

A nivel global, se espera que en los siguientes años las consecuencias del cambio climático, como sequías y crecidas extraordinarias, sean más frecuentes; por ello, un mayor entendimiento de los efectos de las sequías en la fauna que habita estos humedales resulta fundamental para predecir los efectos y ayudar a la gestión y manejo de estos ambientes.

6. Importancia de los bañados en los cursos de agua

6.1.Introducción

Los humedales desempeñan un papel clave en el ciclo del agua, en la retención, transformación y transporte de sedimentos, nutrientes y contaminantes, por lo cual su papel en el ciclo de la materia y en el mantenimiento de la calidad del agua resulta fundamental (Hansson et al., 2005; Mitsch & Gosselink, 2015). Además, estos ambientes sustentan gran diversidad biológica y constituyen hábitats críticos para muchas especies amenazadas (Mitsch & Gosselink, 2000; Wantzen & Junk, 2000).

El rol de los humedales en la remoción de nutrientes resulta esencial para los cuerpos de agua a los que se asocian al contribuir disminuyendo las concentraciones y mejorando la calidad del agua (Mitsch & Gosselink, 2000; Fisher & Acreman, 2004; Verhoeven et al., 2006; Gebrehiwot et al., 2017; Laterra et al., 2018; Hansen et al., 2018). La retención de fósforo en estos ambientes genera una disminución en las concentraciones aguas abajo, que está regulada por una variedad de factores biológicos (vegetación, perifiton, detrito), físicos y químicos (velocidad de la corriente, profundidad, tiempo de retención, fluctuaciones hidrológicas) (Reddy et al., 1999). También los humedales son importantes sitios de remoción de nitrógeno producto de muchos procesos biogeoquímicos y físicos que incluyen la captación por parte de la vegetación, denitrificación y sedimentación (Trepel & Palmeri, 2002).

La retención y deposición de sedimentos en estos sistemas resultan importantes mecanismos para mejorar la calidad del agua, al disminuir la turbidez y retener nutrientes y sustancias tóxicas a través de procesos de adsorción (Noe & Hupp, 2009). En este sentido, la vegetación resulta también un componente clave en los ecosistemas de humedales al participar en la remoción de nutrientes y una variedad de contaminantes del agua (Rejmankova, 2011; Bonanno & Vymazal, 2017) y al incrementar la complejidad y heterogeneidad del hábitat de estos ecosistemas (Thomaz & Cunha, 2010; Poi et al., 2021).

Los humedales cumplen un rol clave como reservorio y fuente de recursos para sitios ubicados aguas abajo en sistemas fluviales (Leibowitz et al., 2018). Así, en la dimensión longitudinal, afectan la cantidad y tipo de recursos que se transportan y contribuyen en última instancia a la estructura y función del ecosistema con especial énfasis en las redes tróficas (United States Environmental Protection Agency, 2015). En este sentido, resulta de

interés investigar el efecto que genera la presencia de humedales en las tramas tróficas de los arroyos. En particular, los macroinvertebrados ocupan una posición fundamental de estas tramas, en tanto son los eslabones intermedios entre los recursos primarios y los niveles tróficos superiores (Batzer & Boix, 2016). Además, son buenos indicadores de la integridad ecológica de los ambientes acuáticos respondiendo rápidamente a los cambios ambientales y variaciones en la calidad del agua. Trabajos recientes muestran la eficiencia de este ensamble como indicador al responder a la mejora en la calidad del agua de cursos que atraviesan humedales en el área pampeana (Cortese, 2021; Solis et al., 2021) y otras partes del mundo (Gebrehiwot et al., 2017; Sileshi et al., 2020).

Definir la importancia de los humedales en la mejora de la calidad de agua resulta fundamental para implementar planes de manejo y conservación (Mereta et al., 2020; Zedler, 2003). Poco se conoce aún en la ecorregión Pampa sobre el efecto de la presencia de humedales naturales en los arroyos (Cochero et al., 2020; Cortese, 2021; Solis et al., 2021). En este sentido, establecer los efectos de la presencia de bañados de desborde fluvial en arroyos pampeanos resulta de suma importancia para futuros proyectos de manejo y conservación de los ambientes fluviales de la región.

6.2. Objetivos e hipótesis

Objetivo general

Evaluar el efecto que genera la presencia de bañados de desborde fluvial en arroyos pampeanos con diferente uso del suelo (agricultura intensiva y ganadería extensiva) sobre la calidad de agua, el ensamble y las relaciones tróficas de macroinvertebrados.

Objetivos específicos

- Comparar las variables fisicoquímicas entre un tramo previo al bañado, en el bañado y aguas abajo del mismo.
- Definir la eficiencia de los bañados en la disminución de sólidos suspendidos y nutrientes hacia tramos aguas abajo.
- Determinar si existen diferencias entre tramos en la densidad, riqueza taxonómica y diversidad de macroinvertebrados.
- Analizar la composición taxonómica y de grupos funcionales alimentarios del ensamble de macroinvertebrados en cada tramo.
- Describir las relaciones tróficas de macroinvertebrados en los tramos estudiados.

- Analizar si existen diferencias en el efecto de la presencia del bañado en arroyos con diferente uso del suelo.

Hipótesis y predicciones

Los bañados de desborde fluvial retienen nutrientes e incrementan la calidad del agua, afectando el ensamble y las redes troficas de macroinvertebrados tanto dentro de los bañados como aguas debajo de los mismos.

Las predicciones asociadas a esta hipótesis son que:

a) los tramos aguas abajo del bañado presentarán menores concentraciones de nutrientes y sólidos suspendidos totales que los tramos bañado y aguas arriba;

en comparación con los tramos aguas arriba del bañado, los tramos bañado y los tramos aguas abajo presentarán:

b) mayor densidad, riqueza taxonómica y diversidad de macroinvertebrados,
c) diferente proporción de grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados, mayor proporción de fragmentadores,
d) redes tróficas más complejas y diferencias en los atributos estructurales de las mismas.

6.3.Metodología específica

6.3.1. Diseño de muestreo

Con el objetivo de conocer el efecto de la presencia de los BDF en arroyos con UAI y UGE, se delimitaron en cada arroyo tres tramos de 30 metros: un tramo ubicado en el bañado (Bañ) y otros dos tramos ubicados sobre el cauce principal de los arroyos, uno aguas arriba del bañado (Pre-bañado: Pre) y otro aguas abajo (Post-bañado: Post). Entre tramos hubo una distancia mínima de 200 metros. Estos sitios se muestrearon durante la primavera de 2017 en los meses de septiembre, octubre y diciembre.

Arroyos periurbanos con uso agrícola intensivo

- *Arroyo Carnaval*

El sector del arroyo estudiado presenta en los tres tramos de estudio abundante vegetación acuática con una composición similar, con predominio de *Typha latifolia* L., *Gymnocornis spilanthoides* (D. Don ex Hook. & Arn.) DC. y *Alternanthera philoxeroides*

(Mart.) Griseb. (**Fig. 6.1**). Las características hidrogeomorfológicas de los tres tramos y su ubicación se indican en la **Tabla 6.1.**

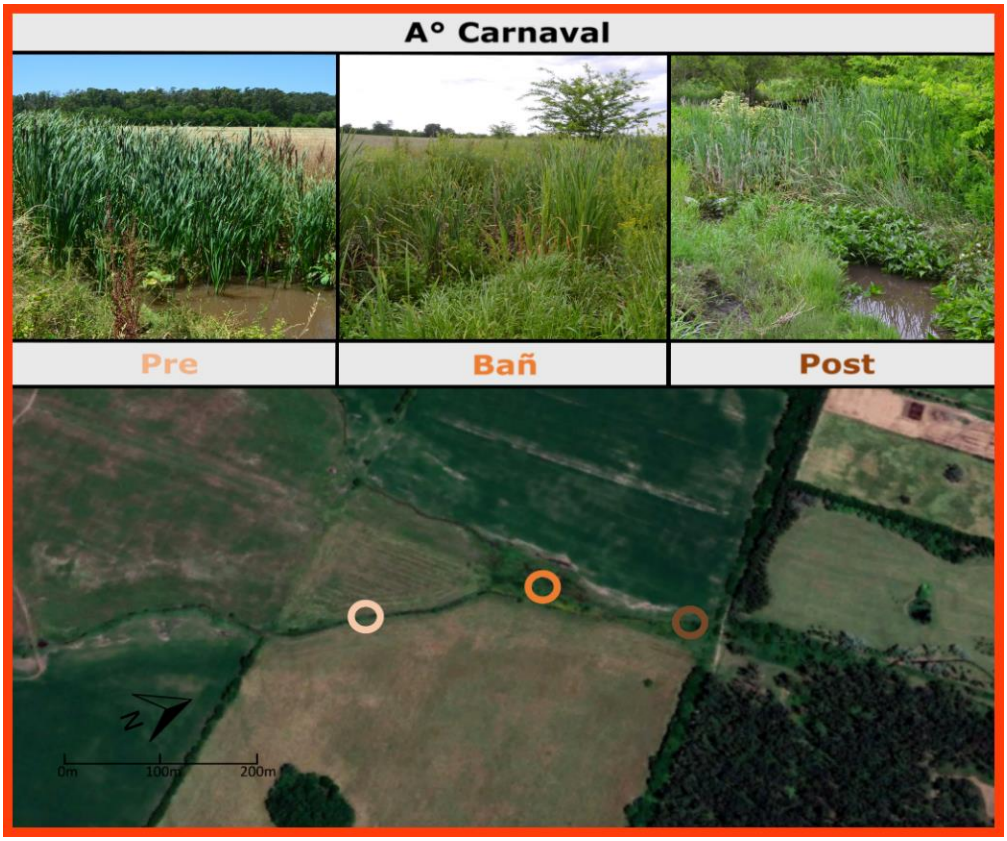
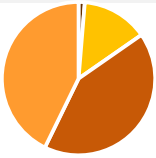
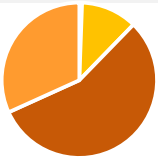


Figura 6.1 Imágenes de los tramos estudiados del arroyo Carnaval (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) y su ubicación en una imagen satelital del año 2017

Tabla 6.1 Ubicación geográfica y características hidrogeomorfológicas de los tres tramos (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) del arroyo Carnaval durante el periodo de estudio (septiembre-2017, octubre-2017 y diciembre-2017).

A° Carnaval		Pre	Bañ	Post
Coordenadas geográficas (Latitud/Longitud)		34°55'11,61"S 58°6'35,30"O	34°55'7,07"S 58°6'33,60"O	34°55'2,24"S 58°6'30,53"O
Ancho mojado (m)		2,82 ± 0,21	1,81 ± 0,25	2,27 ± 0,09
Caudal ($m^3 s^{-1}$)		0,02 ± 0	0,01 ± 0	0,02 ± 0
Velocidad máxima ($m s^{-1}$)		0,05 ± 0,01	0,08 ± 0,01	0,09 ± 0,03
Profundidad promedio (m)		0,26 ± 0,04	0,15 ± 0,02	0,13 ± 0
Granulometría	**%Grava**			
	%Arena			
	%Limo			
	%Arcilla			

- *Arroyo Del Gato*

El tramo Bañ del arroyo Del Gato se caracteriza por vegetación dominada por macrófitas flotantes arraigadas como *Ludwigia peploides* (Kunth) P. H. Raven, *A. philoxeroides* e *Hydrocotyle ranunculoides* L. f.. En el tramo Pre, también aparece bien representada la especie emergente *T. latifolia* y en el Post *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schltdl. (**Fig. 6.2**). Las características hidrogeomorfológicas de los tres tramos y su ubicación se indican en la **Tabla 6.2**.

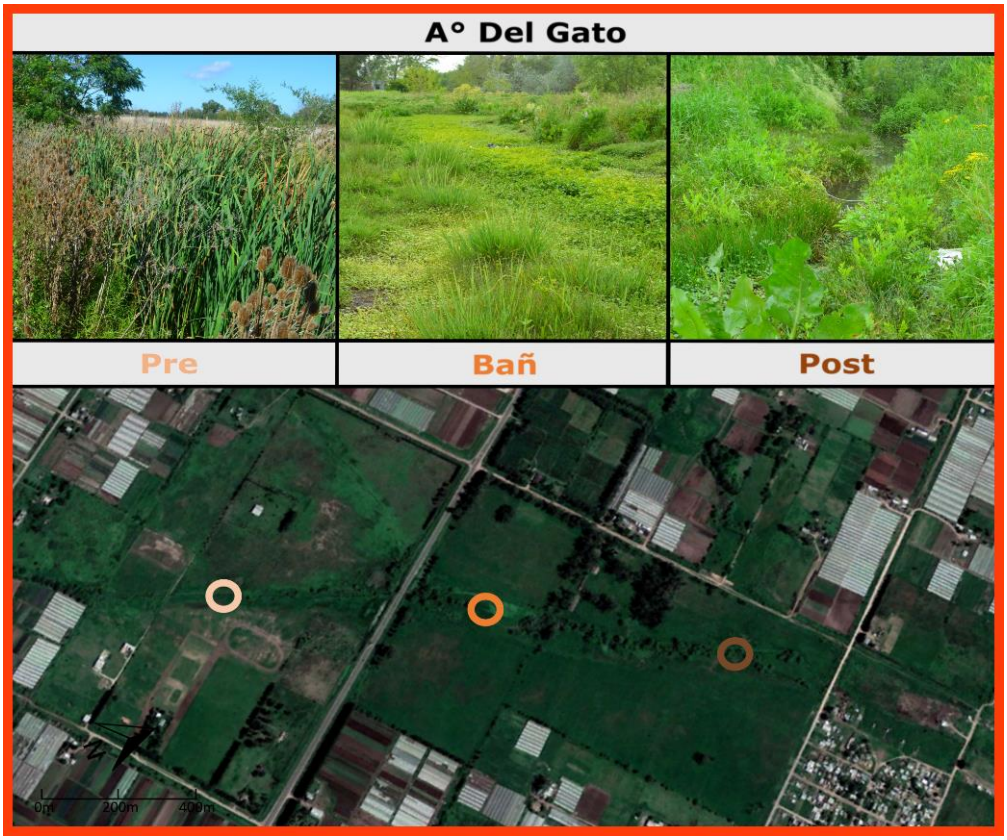


Figura 6.2 Imágenes de los tramos estudiados del arroyo Del Gato (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) y su ubicación en una imagen satelital del año 2017

Tabla 6.2 Ubicación geográfica y características hidrogeomorfológicas de los tres tramos (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) del arroyo De Gato durante el periodo de estudio (septiembre-2017, octubre-2017 y diciembre-2017).

A° Del Gato		Pre	Bañ	Post
Coordenadas geográficas (Latitud/Longitud)		34°59'4,33"S 58°3'15,34"O	34°58'49,52"S 58°3'10,70"O	34°58'31,76"S 58°3'00,01"O
Ancho mojado (m)		1,64 ± 0,06	4,43 ± 0,31	1.22 ± 0.06
Caudal ($m^3 s^{-1}$)		0,01 ± 0	0,02 ± 0	0 ± 0
Velocidad máxima ($m s^{-1}$)		0,05 ± 0,02	0,03 ± 0	0,03 ± 0,01
Profundidad promedio (m)		0,09 ± 0,01	0,3 ± 0	0,08 ± 0,01
Granulometría	**%Grava** **%Arena** **%Limo** **%Arcilla**			

Arroyos rurales con uso del suelo ganadero extensivo

- *Arroyo Cajaravillas*

En los tramos Bañ y Post del arroyo Cajaravillas se encuentran bien representadas las macrófitas emergentes *Iris pseudacorus* L., *Schoenoplectus californicus* (C. A. Meyer) Soják y *G. spilanthoides* y macrófitas sumergidas como *Ceratophyllum demersum* L. y *Stuckenia pectinata* (L.) Börner [= Potamogeton pectinatus (L.)] en el tramo Pre sumadas a estas especies hay presencia de árboles de fresnos, *Fraxinus* sp. L. (**Fig. 6.3**). Las características hidrogeomorfológicas de los tres tramos y su ubicación se indican en la **Tabla 6.3**.

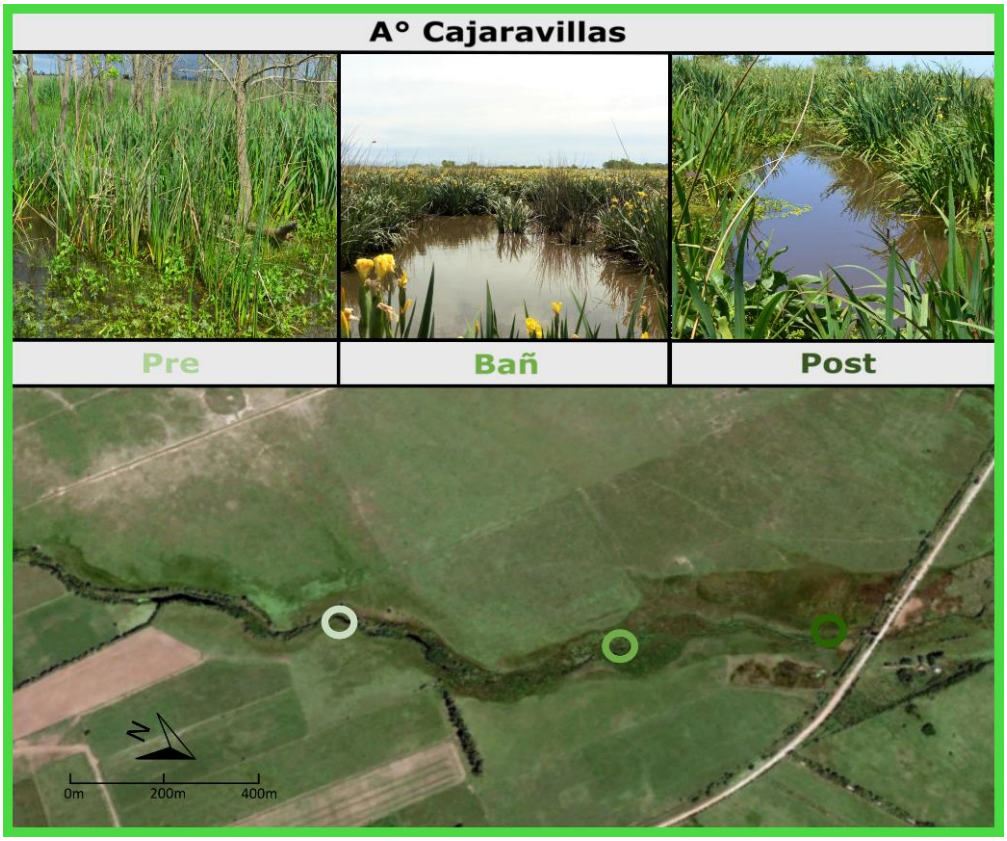


Figura 6.3 Imágenes de los tramos estudiados del arroyo Cajaravillas (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) y su ubicación en una imagen satelital del año 2017

Tabla 6.3 Ubicación geográfica y características hidrogeomorfológicas de los tres tramos (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) del arroyo Cajaravillas durante el periodo de estudio (septiembre-2017, octubre-2017 y diciembre-2017).

A° Cajaravillas		Pre	Bañ	Post
Coordenadas geográficas (Latitud/Longitud)		35°3'4,54"S 57°48'40,02"O	35°2'44,52"S 57°48'43,41"O	35°2'29,56"S 57°48'52,10"O
Ancho mojado (m)		4,08 ± 0,42	50,34 ± 13,27	3.63 ± 0.34
Caudal ($m^3 s^{-1}$)		0,08 ± 0,03	0,08 ± 0,02	0.12 ± 0.04
Velocidad máxima ($m s^{-1}$)		0,13 ± 0,04	0,1 ± 0,02	0,09 ± 0,01
Profundidad promedio (m)		0,25 ± 0,02	0,15 ± 0,02	0,39 ± 0,01
Granulometría	**%Grava**			
	%Arena			
	%Limo			
	%Arcilla			

- *Arroyo Chubichaminí*

El arroyo Chubichaminí se caracteriza en los tres tramos estudiados por predominio de la macrófita emergente *S. californicus* y la flotante arraigada *G. spilanthoides* y macrófitas sumergidas, como *C. demersum* y *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. (**Fig. 6.4**). Las características hidrogeomorfológicas de los tres tramos y su ubicación se indican en la **Tabla 6.4**.

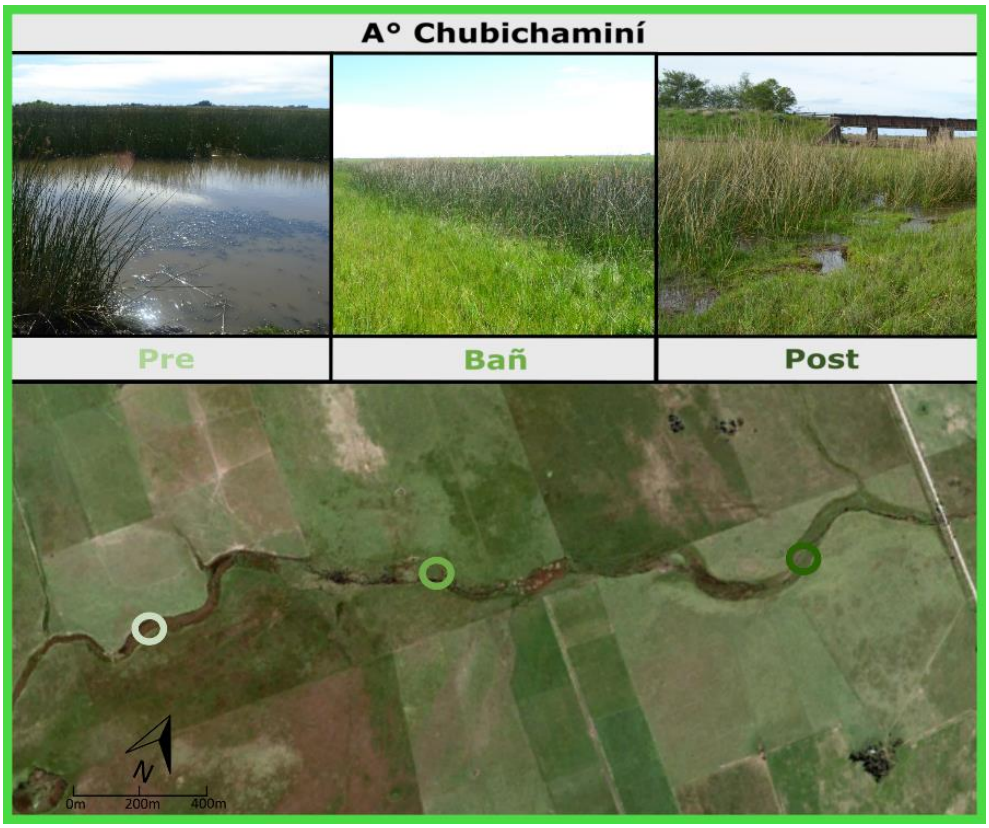
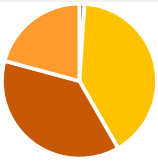


Figura 6.4 Imágenes de los tramos estudiados del arroyo Chubichaminí (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) y su ubicación en una imagen satelital del año 2017

Tabla 6.4 Ubicación geográfica y características hidrogeomorfológicas de los tres tramos (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) del arroyo Chubichaminí durante el periodo de estudio (septiembre-2017, octubre-2017 y diciembre-2017).

A° Chubichaminí		Pre	Bañ	Post
Coordenadas geográficas (Latitud/Longitud)		35°8'4,30"S 57°42'31,58"O	35°7'48,32"S 57°42'04,02"O	35°7'32,62"S 57°41'25,84"O
Ancho mojado (m)		19,94 ± 1,14	6,74 ± 0,68	6.69 ± 0.61
Caudal ($m^3 s^{-1}$)		0,42 ± 0,05	0,08 ± 0,02	0,05 ± 0.01
Velocidad máxima ($m s^{-1}$)		0,15 ± 0,02	0,14 ± 0,04	0,18 ± 0,04
Profundidad promedio (m)		0,3 ± 0,01	0,17 ± 0	0,13 ± 0,01
Granulometría	**%Grava**			
	%Arena			
	%Limo			
	%Arcilla			

6.3.2. Caracterización ambiental

En cada sitio y fecha de muestreo se tomaron los parámetros físicos, químicos e hidrogeomorfológicos in situ y muestras de agua y sedimentos para análisis en laboratorio (detalles metodológicos en la sección 3.1.1 y sección 3.1.2).

En el muestreo de octubre 2017 se tomaron muestras adicionales de sedimento para estimar el contenido relativo de las diferentes fracciones de materia orgánica particulada (MOPF, MOPM yMOPG).

Además de registrarse los parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos en cada tramo y fecha de muestreo se determinó la cobertura total de macrófitas y la cobertura relativa de cada especie y forma de vida. Ver sección 3.1.3 para detalles de la metodología.

6.3.3. Ensamble de macroinvertebrados

Se colectaron y procesaron las muestras de macroinvertebrados siguiendo la metodología mencionada en la sección 3.2.1. Posteriormente se calcularon las métricas mencionadas en la sección 3.2.2 y sección 3.2.3: densidad total, riqueza taxonómica, el índice de diversidad de Shannon y la abundancia relativa de cada GFA.

6.3.4. Estructura trófica

A partir del análisis de contenidos digestivos y la búsqueda bibliográfica, se crearon redes tróficas acumulativas para cada tramo de cada BDF (Pre, Bañ, Post). A partir de las mismas, se calculó el promedio de los 15 atributos estructurales de las redes tróficas mencionadas en la **Tabla 3.2** de Materiales y métodos para cada tramo en cada uso del suelo.

6.3.5. Análisis estadísticos

Para evaluar las diferencias entre tramos en los parámetros fisicoquímicos y las métricas estructurales y funcionales de macroinvertebrados, se realizaron MLM y MLGM (ver sección 3.4). Se analizó cada uso del suelo por separado por las diferencias encontradas en el capítulo 4. En este capítulo, se evaluó como factor fijo 'Tramo', compuesto por 3 niveles: Pre, Bañ y Post. Teniendo en cuenta la no independencia espacial 'Arroyo' (Carnaval, Del Gato en el caso del modelo para BDF con UAI y Chubichaminí y Cajaravillas para el modelo de los BDF con UGE) y temporal 'Fecha' (septiembre-2017, octubre-2017, diciembre-2017), se utilizaron estos factores como factores aleatorios. De esta manera, el modelo quedó descripto por la siguiente fórmula:

$$yi = \beta 0 + \beta 1\mathrm{i}\,(Tramo) + b1j\,(Arroyo) + b2k\,(Fecha) + \varepsilon$$

En el caso de los modelos creados para la DBO_5, DQO, $N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NO_2^-$, $N\text{-}NH_4^+$, $P\text{-}PO_4^{3-}$ y SST, se removió el factor fecha por la falta de réplicas temporales (solo 1 réplica por fecha). A su vez, para estos parámetros fisicoquímicos, al no cumplirse la homocedasticidad en los modelos ajustados con una distribución de errores Gaussiana, se utilizó una distribución Gamma con función de enlace inversa (Zuur et al., 2009). Para el análisis del contenido relativo de las diferentes fracciones de materia orgánica (MOPG, MOPM y MOPF) también se quitó del modelo el factor fecha al tenerse solo muestras de octubre de 2017.

En los casos en los que se encontraron diferencias significativas, se realizó un test a posteiori de Tukey entre los niveles del factor 'Tramo'. Para ello, se utilizó la función glht() del paquete multcomp (Hothorn et al., 2008).

La eficiencia de remoción de los bañados fue calculada para los sólidos SST, el PT, el $P\text{-}PO_4^{3-}$, el NT y el nitrógeno inorgánico disuelto (NID: $N\text{-}NO_3^-$ + $N\text{-}NO_2^-$ + $N\text{-}NH_4^+$) utilizando la ecuación planteada por Hansson et al. (2005) y modificada por Sileshi et al. (2020):

$$\%deCambio = \frac{100 * (C_{entrada} - C_{salida})}{C_{entrada}}$$

donde, $C_{entrada}$ representa la concentración en el tramo Pre y C_{salida} representa la concentración en el Post.

Para analizar posibles diferencias en la composición taxonómica de macroinvertebrados entre tramos se utilizaron análisis de varianza multivariante permutacional (PERMANOVA), en cada uso del suelo por separado, con 'Arroyo' anidado dentro de 'Tramo'. Los PERMANOVA se aplicaron sobre matrices de disimilitud de Bray-Curtis calculadas a partir de los datos de abundancia de macroinvertebrados. También se realizaron análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para identificar aquellos taxones que aportaban más a las diferencias entre tramos (Clarke & Warwick, 2001). Antes de realizar ambos análisis, los datos de abundancia fueron transformados a ln(x+1) con el fin de reducir la influencia de los taxones muy abundantes (Anderson et al., 2006). Los análisis se realizaron utilizando los paquetes vegan (Oksanen et al., 2019) y BiodiversityR (Kindt & Coe, 2005).

6.4.Resultados

6.4.1. Caracterización ambiental

Los arroyos con UAI presentaron una T° significativamente mayor en el tramo Bañ comparado con los otros dos tramos. Por otro lado, los arroyos con UGE tanto en el tramo Bañ como en el Post mostraron valores significativamente mayores que el tramo Pre (**Tabla 6.5**). Con respecto al OD en ambos usos del suelo, el tramo Post presentó valores significativamente mayores (**Tabla 6.5**). En los arroyos con UAI, la turbidez presentó valores significativamente mayores en el tramo Pre y Post, siendo menores en el sitio Bañ, mientras que en los arroyos con UGE se encontró una turbidez significativamente mayor en el tramo Pre (**Tabla 6.5**). En ambos usos del suelo, los SST disminuyeron hacia el tramo Post a pesar de no haberse encontrado diferencias significativas (**Tabla 6.5**). En relación a la conductividad y a los SDT en los arroyos con UAI se encontraron valores significativamente menores en el tramo Post (**Tabla 6.5**). En los BDF de ambos usos del suelo, se observó una disminución significativa en la concentración de NT del tramo Pre al tramo Post; lo mismo se observó para la concentración de $N\text{-}NO_2^-$ en los arroyos con UAI (**Tabla 6.5**). En cuanto al PT, en los arroyos con UGE se encontraron concentraciones significativamente menores en el tramo Post que en los otros tramos (**Tabla 6.5**). En relación al contenido relativo de MO en sedimento, se encontraron valores significativamente mayores en los tramos Bañ de ambos usos del suelo (**Tabla 6.5**). Las demás variables fisicoquímicas no mostraron diferencia entre tramos (**Tabla 6.5**).

Tabla 6.5. Parámetros fisicoquímicos registrados en los tres tramos de estudio (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) de los arroyos con uso del suelo agrícola intensivo (UAI) y ganadero extensivo (UGE) en el periodo de estudio (septiembre-2017, octubre-2017 y diciembre 2017). Se indican el promedio y el error estándar (± EE), número de observaciones (n), el F de Fisher, el p valor y las diferencias a posteriori dadas por el Test de Tukey de los MLM y MLGM. Los valores significativos ($p < 0,05$) se indican en negrita. T°: temperatura, Cond: conductividad, OD: oxígeno disuelto, SDT: sólidos disueltos totales, SST: sólidos suspendidos totales, $N\text{-}NO_3^-$: nitrato, $N\text{-}NO_2^-$: nitrito, $N\text{-}NH_4^+$: amonio, $P\text{-}PO_4^{3-}$: fosfato, PT: fósforo total, NT: nitrógeno total, DBO_5: demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, MO: materia orgánica en sedimento, MOPF: MO particulada fina, MOPF: MO particulada media, MOPF: MO particulada gruesa.

		Pre	Bañ	Post	n	F	p	Tukey
UAI	T°	19,61 ± 0,18	21,04 ± 0,34	19,77 ± 0,18	18	4,80	**0,012**	Bañ>Post, Bañ>Pre
	pH	7,61 ± 0,05	7,53 ± 0,05	7,46 ± 0,04	18	0,65	0,528	
	Cond (ms cm^{-1})	0,54 ± 0,02	0,47 ± 0,02	0,35 ± 0,01	18	8,50	**0,001**	Bañ>Post, Pre>Post
	Turbidez (NTU)	130,51 ± 11,37	77,31 ± 4,96	156,81 ± 19,26	18	5,89	**0,005**	Post>Bañ, Pre>Bañ
	OD (mg L^{-1})	4,77 ± 0,3	5,39 ± 0,33	5,55 ± 0,16	18	4,92	**0,011**	Post>Pre
	SDT (gr L^{-1})	0,35 ± 0,01	0,3 ± 0,01	0,23 ± 0	18	8,54	**0,001**	Bañ>Post, Pre>Post
	SST (mg L^{-1})	137,18 ± 47,7	93,55 ± 11,92	81,63 ± 14,15	6	0,58	0,571	
	$N\text{-}NO_3^-$ (mg L^{-1})	0,05 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,06 ± 0,01	6	0,16	0,849	
	$N\text{-}NO_2^-$ (mg L^{-1})	0,08 ± 0,03	0,03 ± 0,01	0,01 ± 0	6	10,20	**0,002**	Pre>Post
	$N\text{-}NH_4^+$ (mg L^{-1})	0,16 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,07 ± 0	6	2,14	0,152	
	$P\text{-}PO_4^{3-}$ (mg L^{-1})	1 ± 0,24	1,11 ± 0,17	1,16 ± 0,07	6	0,21	0,810	
	PT (mg L^{-1})	1,37 ± 0,18	1,55 ± 0,16	1,6 ± 0,1	18	1,55	0,222	
	NT (mg L^{-1})	4,5 ± 0,07	3,17 ± 0,26	2,49 ± 0,18	18	20	**<0,001**	Bañ>Post, Pre>Bañ, Pre>Post
	DBO_5 (mg L^{-1})	13 ± 0,19	12,17 ± 0,29	15,83 ± 2,21	6	0,26	0,776	

	DQO (mg L^{-1})	47,83 ± 7,22	46,83 ± 1,25	52,17 ± 0,67	6	0,14	0,138	
	MO (%)	9,45 ± 0,12	13,59 ± 0,02	6,34 ± 0,1	18	22,28	**<0,001**	Bañ>Post, Bañ>Pre, Pre>Post
UGE	T°	18,86 ± 0,67	20,45 ± 0,73	21,33 ± 0,88	18	19,67	**<0,001**	Bañ>Post, Post>Pre
	pH	8,08 ± 0,15	8,07 ± 0,1	8,08 ± 0,13	18	0,01	0,993	
	Cond (ms cm^{-1})	0,8 ± 0	0,82 ± 0,01	0,82 ± 0	18	0,98	0,383	
	Turbidez (NTU)	210,03 ± 7,21	142,99 ± 15,32	128,01 ± 0,68	18	8,15	**0,001**	Pre>Bañ, Pre>Post
	OD (mg L^{-1})	5,94 ± 0,5	6,53 ± 0,34	7,74 ± 0,2	18	8,53	**0,001**	Post>Bañ, Post>Pre
	SDT (gr L^{-1})	0,51 ± 0	0,52 ± 0	0,52 ± 0	18	0,56	0,572	
	SST (mg L^{-1})	106,64 ± 9,05	73,53 ± 19,26	67,9 ± 8,12	6	0,54	0,592	
	N-NO_3^- (mg L^{-1})	0,04 ± 0,01	0,03 ± 0	0,05 ± 0,01	6	0,73	0,50	
	N-NO_2^- (mg L^{-1})	0,03 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0	6	2	0,117	
	N-NH_4^+ (mg L^{-1})	0,07 ± 0,02	0,08 ± 0,03	0,05 ± 0,01	6	0,14	0,873	
	P-PO_4^{3-} (mg L^{-1})	0,15 ± 0,04	0,14 ± 0,03	0,11 ± 0,03	6	0,23	0,798	
	PT (mg L^{-1})	0,4 ± 0,06	0,42 ± 0,06	0,29 ± 0,03	18	6,68	**0,003**	Bañ>Post, Pre>Post
	NT (mg L^{-1})	2,99 ± 0,19	2,84 ± 0,17	2,34 ± 0,12	18	40,55	**<0,001**	Bañ>Post, Pre>Post
	DBO_5 (mg L^{-1})	12,5 ± 0,87	10,67 ± 0,38	12 ± 0,38	6	0,14	0,874	
	DQO (mg L^{-1})	69,33 ± 1,54	56,5 ± 2,02	52 ± 1,92	6	0,39	0,681	
	MO (%)	13,79 ± 2,78	22,35 ± 3,8	16,59 ± 3,68	18	16,42	**<0,001**	Bañ>Post, Pre>Post

De acuerdo con la eficiencia de remoción de los bañados o el porcentaje de cambio entre pre y post-bañado los cuatro arroyos estudiados mostraron eficiencia de reducción en relación al NT y al NID (**Fig. 6.5**). Del Gato presentó el mayor valor de reducción de NT (46 %) y de NID (73 %). Por otro lado, a diferencia de los demás arroyos mostró una eficiencia negativa de remoción de PT y de P-PO_4^{3-}. Los arroyos con UGE presentaron mayor valor de remoción de este nutriente (**Fig. 6.5**). En cuanto a los SST, el Cajaravillas fue el único que mostró una eficiencia negativa (**Fig. 6.5**).

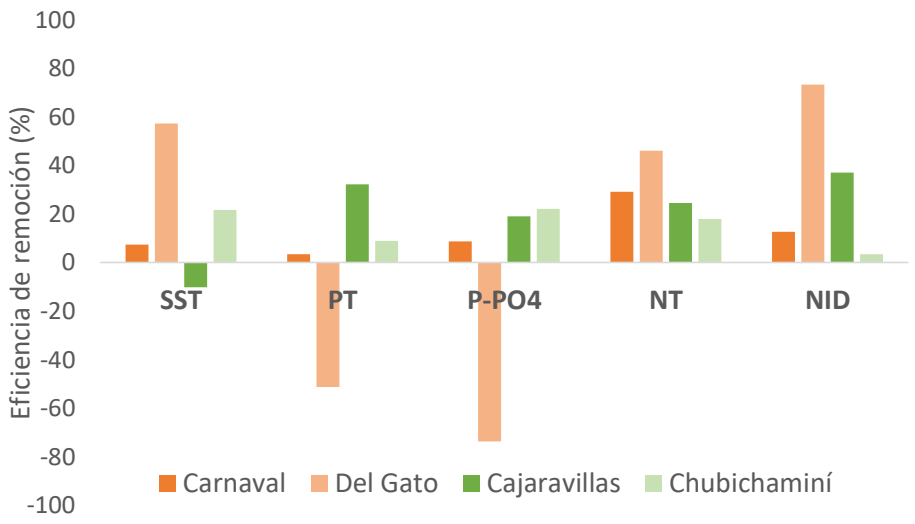


Figura 6.5 Eficiencia de remoción (%) de los sólidos suspendidos totales (SST), fósforo total (PT), fosfato (P-PO4), nitrógeno total (NT) y nitrógeno inorgánico disuelto (NID) de cada arroyo estudiado durante el periodo de estudio

Como se muestra en la **figura 6.6**, la MOPG representó la fracción más importante en todos los tramos, excepto en el Post de los arroyos con UGE en los que la MOPM presentó mayor proporción. No se encontraron diferencias significativas en las proporciones de las diferentes fracciones entre tramos estudiados en arroyos con UAI (MOPF: F=1,60, p=0,234, n=18; MOPM: F=0,244, p=0,786, n=18; MOPG: F=0,80, p=0,469, n=18), pero sí en aquellos con UGE. En estos últimos, los tramos Pre y Bañ se caracterizaron por una proporción significativamente mayor de MOPG (F=11,73, p<0,001, n=18) y menor de MOPF en comparación con el tramo Post (F=13,46, p<0,001, n=18). Además, el tramo Bañ presentó una proporción significativamente menor de MOPM (F=3,77, p=0,047, n=18; **Fig. 6.6**).

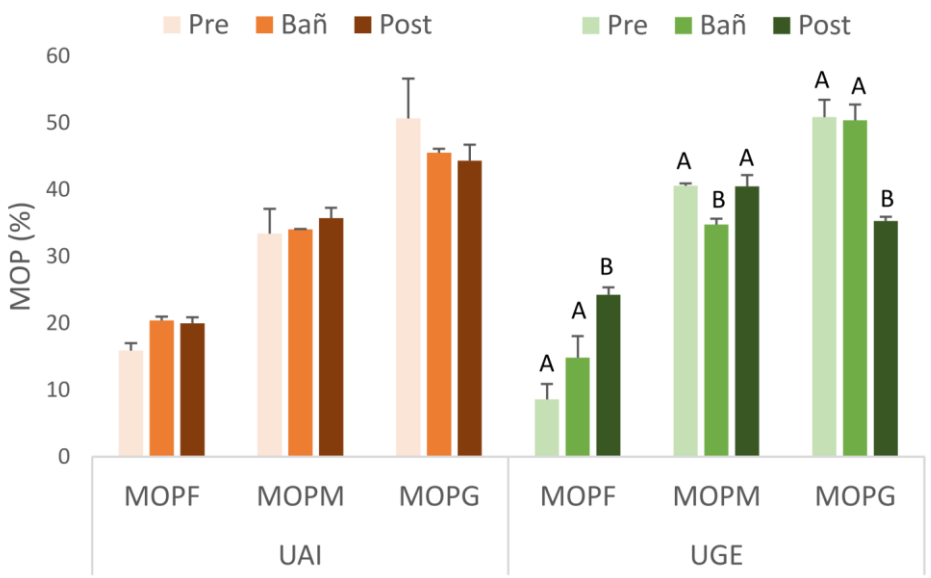


Figura 6.6 Contenido relativo de las diferentes fracciones de materia orgánica particulada en sedimento (MOP): fina (MOPF), media (MOPM) y gruesa (MOPG), en los tres tramos de estudio (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) en los arroyos con uso del suelo agrícola intensivo (UAI) y ganadero extensivo (UGE) en octubre-2017. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los tramos dentro de cada uso (MLM, $p < 0,05$)

Cobertura de macrófitas

En los cuatro arroyos estudiados se observó una mayor cobertura total de macrófitas en el tramo Bañ en comparación con los tramos Pre y Post (**Fig. 6.7**). Las especies más abundantes en los tres tramos del arroyo Carnaval fueron la emergente *T. latifolia* y la flotante arraigada *L. peploides.* En el tramo Pre del arroyo Del Gato también dominó *T. latifolia,* a diferencia del tramo Bañ y el Post, en donde las especies más abundantes fueron las flotantes-arraigadas *H. ranunculoides* y *L. peploides* y en menor proporción la emergente *Cyperus.* Por otro lado, en los tres tramos del arroyo Chubichaminí se encontró una alta cobertura de *S. californicus* (emergente) y menor cobertura de las sumergidas, *S. pectinata* y *C. demersum.* El arroyo Cajaravillas mostró una alta cobertura de las especies emergentes *Iris* y *G. spilanthoides* y una cobertura menor de la sumergida *S. pectinata* y *M. aquaticum;* esta última solo en el tramo Post. En ambos arroyos con UGE, las especies flotantes-arraigadas con mayor cobertura fueron *H. ranunculoides* y *L. peploides*.

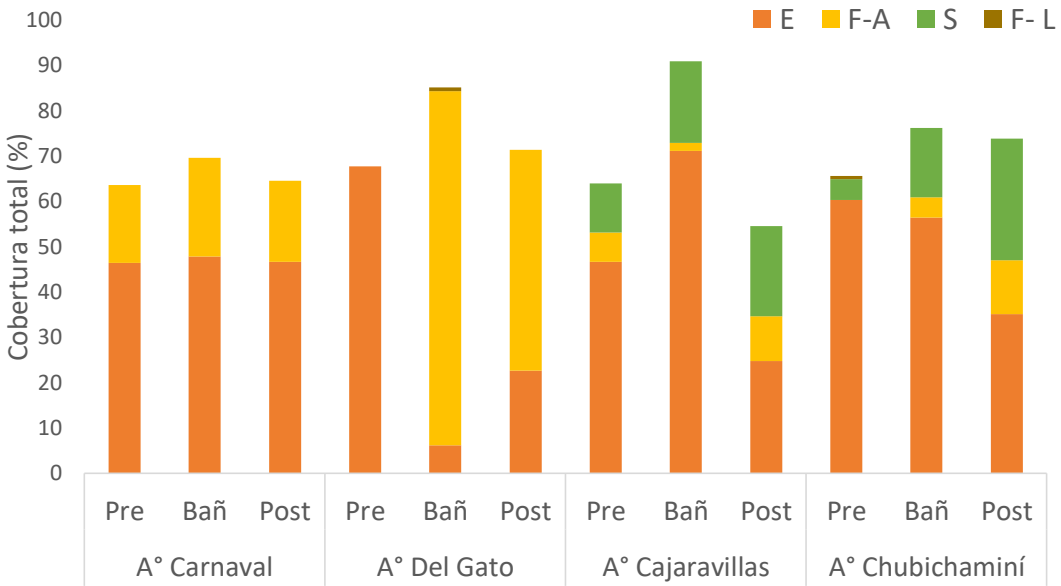


Figura 6.7 Promedio de la cobertura total de macrófitas y la cobertura relativa de las formas de vida (E: emergentes, F-A: flotantes arraigadas, S: sumergidas y F-L: flotantes libres) en los tres tramos de estudio (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) de los cuatro arroyos analizados en el periodo de estudio (septiembre-2017, octubre-2017 y diciembre 2017)

6.4.2. Ensamble de macroinvertebrados

Se registró un total de 81 taxones identificados entre los tres tramos de los cuatro arroyos durante el periodo de estudio. De este total, 7 taxones fueron exclusivos del tramo Bañ: *Diplodon delodontus*, *Dactylosyternum* sp., *Pelonomus* sp., *Neoplea* sp., Tabanidae y *Sylviocarcinus* sp.; 4 fueron exclusivos del tramo Post: *Microvelia* sp., *Paraplea* sp., *Ranatra* sp. y Diptera larva sp.1; y solo un taxón fue exclusivo del tramo Pre: Dolichopodidae.

Según el análisis de PERMANOVA, la composición taxonómica del ensamble de macroinvertebrados mostró diferencias entre tramos en ambos usos del suelo (**Tabla 6.6**). En los arroyos con UAI, el tramo Pre mostró diferencias significativas con los otros dos tramos, mientras que los ensambles de los arroyos con UGE fueron diferentes entre los tres tramos a pesar de que el tramo Pre también mostró la mayor disimilitud en relación con los otros sitios (**Tabla 6.6**).

A partir del resultado del SIMPER y del análisis de las abundancias relativas, se identificaron en ambos usos algunos patrones de distribución en los taxones más abundantes: Oligochaeta y Nematoda presentaron mayor abundancia relativa en el sitio Pre, *H. curvispina* en el sitio Bañ y Chironomidae, *Caenis* sp. y *H. parchapii* aumentaron su abundancia relativa hacia el tramo Post.

Tabla 6.6 Resultados de los análisis de PERMANOVA y SIMPER para arroyos de ambos usos del suelo (UAI: uso agrícola intensivo, UGE: uso ganadero extensivo). Se indica el Pseudo-F, la significancia del PERMANOVA y los tramos entre los cuales se observaron diferencias. Además se muestra el porcentaje de disimilitud entre tramos resultante del SIMPER.

			UAI	UGE
PERMANOVA	Pseudo-F		5,45	3,71
	p		0,001	0,001
	Diferencias		pre ≠ bañ pre ≠ post	pre ≠ bañ pre ≠ post bañ ≠ post
SIMPER	%disimilitud	Pre vs Bañ	66 %	61 %
		Pre vs Post	64 %	60 %
		Bañ vs Post	63 %	57 %

Métricas estructurales

Las métricas estructurales de macroinvertebrados de los tres tramos estudiados de los arroyos se muestran en la **figura 6.8**. A partir de los MLM se encontró que los arroyos con UAI presentaron una densidad significativamente mayor en el tramo Pre en comparación con el tramo Bañ (**Tabla 6.7**). Por otro lado, en arroyos con UGE la densidad fue significativamente mayor en el tramo Bañ (**Fig. 6.8A**, **Tabla 6.7**). En ambos usos del suelo, la riqueza taxonómica aumentó hacia el tramo Post, siendo solo en arroyos con UAI significativamente mayor la riqueza en Bañ y Post en comparación con Pre (**Fig. 6.8B**, **Tabla 6.7**). En cuanto a la diversidad en arroyos con UAI, se encontraron valores significativamente mayores en el tramo Bañ y Post y en aquellos con UGE solo en Post (**Fig. 6.8C**, **Tabla 6.7**).

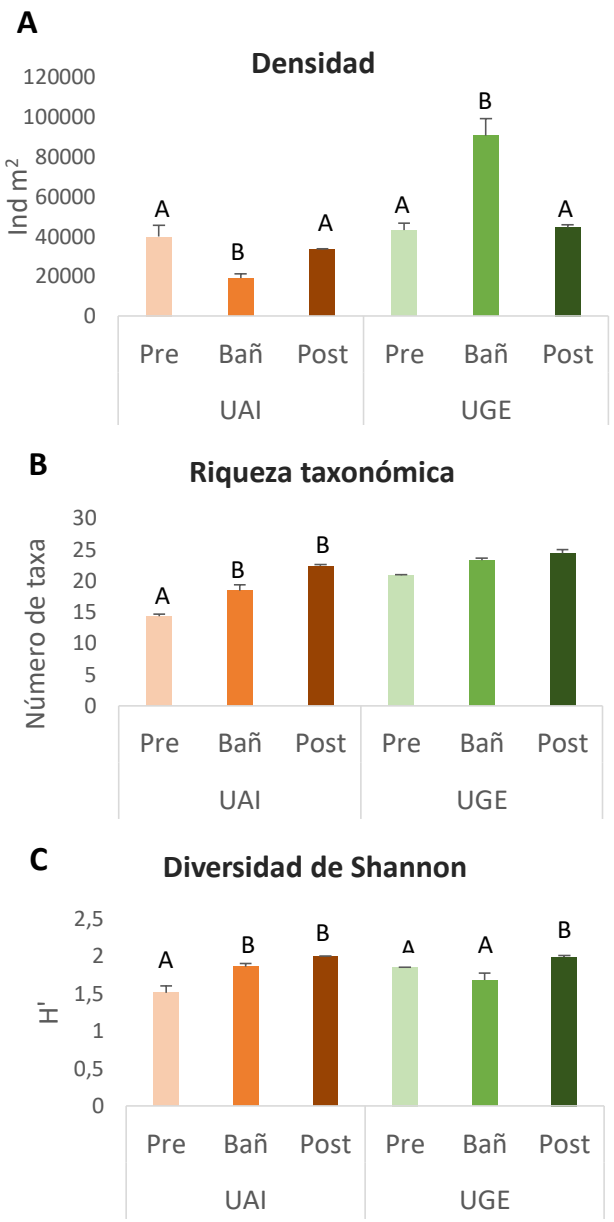


Figura 6.8 Promedio y error estándar de **A)** densidad, **B)** riqueza taxonómica y **C)** diversidad de Shannon de macroinvertebrados en los tres tramos (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado, Post: post-bañado) de los arroyos con uso del suelo agrícola intensivo (UAI) y uso ganadero extensivo (UGE). Letras diferentes indican diferencias significativas entre los tramos dentro de cada uso (MLM y MLMG, $p < 0,05$)

Tabla 6.7 Resultados de los MLM y MLGM en los que se comparan las métricas estructurales de macroinvertebrados registradas en los tres tramos (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) de los arroyos con uso agrícola intensivo (UAI, n = 18) y uso ganadero extensivo (UGE, n = 18). Se muestran en la tabla el coeficiente estimado (β, ± el Error Estandar), el F de Fisher (modelos con distribución Gaussiana) o valor de z (modelos con distribución Poisson) y el valor de significancia (p), además de las diferencias a posteriori dadas por el Test de Tukey. Las diferencias significativas (p < 0,05) entre tramos se indican en negrita.

	UAI				**UGE**			
	β	F	p	Tukey	β	F	p	Tukey
Diversidad de Shannon		7,13	**0,002**	Bañ > Pre, Post > Pre		3,90	0,027	Post>Bañ, Post>Pre
Intercepto	1,02 ± 0,09				0,97 ± 0,04			
Tramo (Post)	-0,03 ± 0,03				0,12 ± 0,04			
Tramo (Pre)	-0,12 ± 0,03				0,07 ± 0,04			
Densidad		4,14	**0,022**	Bañ < Pre		4,76	**0,013**	Bañ>Post, Bañ>Pre
Intercepto	9,81 ± 0,17				11,11 ± 0,15			
Tramo (Post)	0,21 ± 0,22				-0,50 ± 0,20			
Tramo (Pre)	0,62 ± 0,22				-0,55 ± 0,20			
	β	**z**	**p**	**Tukey**	**β**	**z**	**p**	**Tukey**
Riqueza								
Intercepto	2,86 ± 0,11			Bañ > Pre, Post > Pre	3,14 ± 0,05	64,30		
Tramo (Post)	0,07 ± 0,08	0,90	0,370		0,05 ± 0,07	0,68	0,494	
Tramo (Pre)	-0,21 ± 0,08	-2,54	**0,011**		-0,11 ± 0,07	-1,49	0,136	

Métricas funcionales

El grupo funcional alimentario colector-recolector presentó la mayor abundancia relativa en los tres tramos de los arroyos de ambos usos del suelo durante el periodo estudiado (**Fig. 6.9**). En líneas generales ambos usos mostraron patrones similares en la comparación de abundancias relativas entre los tramos de estudio (**Fig. 6.9**). El tramo Pre presentó una abundancia relativa significativamente mayor de colectores-recolectores que el tramo Bañ, siendo también significativamente mayor al tramo Post en arroyos con UAI (**Fig. 6.9**, **Tabla 6.8**). Por otro lado, el tramo Bañ mostró mayor proporción de fragmentadores en comparación con los otros dos tramos, siendo estadísticamente significativa en los arroyos con UGE (**Fig. 6.9**, **Tabla 6.8**). Por último, el tramo Post presentó en ambos usos una abundancia relativa significativamente mayor de raspadores en comparación con los otros tramos (**Fig. 6.9**, **Tabla 6.8**). A diferencia de los otros GFA, los predadores tuvieron diferentes resultados entre usos del suelo. En los arroyos con UAI los tramos Bañ y Post presentaron una abundancia relativa significativamente mayor de este

GFA (**Fig. 6.9A**, **Tabla 6.8**). Por el contrario, en arroyos ganaderos se observó una disminución de esta proporción hacia el tramo Post, presentando valores significativamente menores al tramo Pre (**Fig. 6.9B**, **Tabla 6.8**).

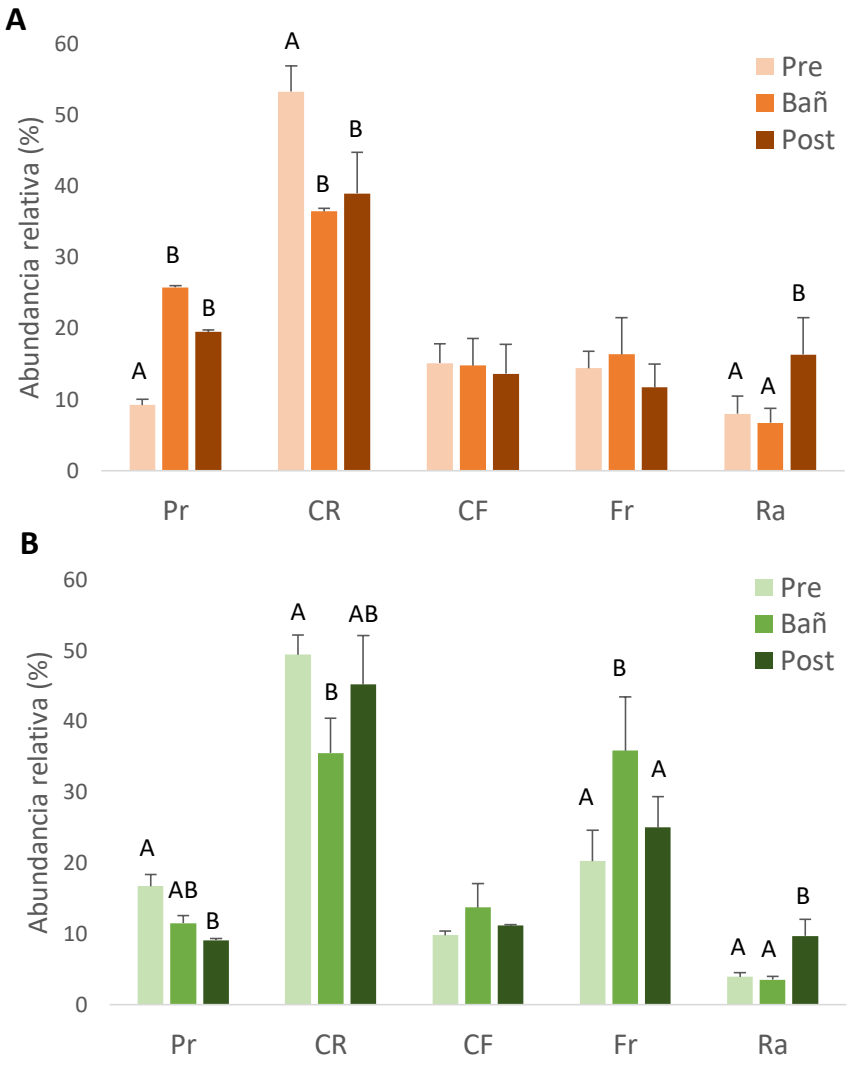


Figura 6.9 Promedio y error estándar de las abundancias relativas de los grupos funcionales alimentarios (Pr: predadores, CR: colectores-recolectores, CF: colectores-filtradores, Fr: fragmentadores, Ra: raspadores) presentes en los tres tramos (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado, Post: post-bañado) de **A)** arroyos con uso agrícola intensivo, **B)** arroyos con uso ganadero extensivo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los tramos dentro de cada uso (MLM, $p < 0,05$)

Tabla 6.8 Resultados de los MLM y MLGM en los que se comparan las métricas funcionales de macroinvertebrados registradas en los tres tramos (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) de los arroyos con uso agrícola intensivo (UAI, n = 18) y uso ganadero extensivo (UGE, n = 18). Se muestran en la tabla el coeficiente estimado (β, ± el Error Estandar), el F de Fisher (modelos con distribución Gaussiana) o valor de z (modelos con distribución Poisson) y el valor de significancia (p), además de las diferencias a posteriori dadas por el Test de Tukey. Las diferencias significativas (p<0,05) entre tramos se indican en negrita.

	UAI				UGE			
	β	F	p	Tukey	β	F	p	Tukey
% Predadores		17,82	**<0,001**	Ban > Pre		5,11	**0,009**	Post > Pre
Intercepto	0,26 ± 0,02			Post > Pre	0,12 ± 0,02			
Tramo (Post)	-0,07 ± 0,03				-0,02 ± 0,02			
Tramo (Pre)	-0,17 ± 0,03				0,05 ± 0,02			
% Colectores-recolectores		5,33	**0,008**	Pre > Bañ		4,41	**0,017**	Pre > Bañ
Intercepto	0,39 ± 0,12			Pre > Post	0,37 ± 0,18			
Tramo (Post)	0,03 ± 0,06				0,12 ± 0,05			
Tramo (Pre)	0,19 ± 0,06				0,15 ± 0,05			
% Colectores-filtradores		0,30	0,741			0,575	0,566	
Intercepto	0,13 ± 0,10				0,14 ± 0,05			
Tramo (Post)	0,01 ± 0,03				-0,03 ± 0,04			
Tramo (Pre)	0,02 ± 0,03				-0,04 ± 0,04			
% Fragmentadores		1,016	0,370			10,52	**<0,001**	Bañ > Pre
Intercepto	0,17 ± 0,11				0,39 ± 0,18			Bañ > Post
Tramo (Post)	-0,05 ± 0,04				-0,13 ± 0,04			
Tramo (Pre)	-0,03 ± 0,04				-0,18 ± 0,04			
% Raspadores		4,66	**0,014**	Post > Bañ		10,07	**<0,001**	Post > Bañ
Intercepto	0,08 ± 0,10			Post > Pre	0,03 ± 0,03			Post > Pre
Tramo (Post)	0,09 ± 0,03				0,06 ± 0,01			
Tramo (Pre)	0,00 ± 0,03				0,00 ± 0,01			

6.4.3. Estructura trófica

Para el análisis de la dieta y las relaciones tróficas de este capítulo, se cuantificó el contenido digestivo de 946 ejemplares pertenecientes a 47 taxones (**Tabla A2**).

Ítems alimentarios

El detrito resultó el ítem con mayor proporción dentro de los contenidos digestivos de los macroinvertebrados analizados, superando en todos los casos el 40 % del total (**Fig. 6.10**). Del total de restos animales cuantificados, los Chironomidae representaron el ítem con mayor proporción en los tramos Bañ (33 %), seguido de Copepoda (27 %) y Oligochaeta (10 %). En los tramos Pre y Post, la mayor proporción correspondió a Copepoda (26 % y 37 % respectivamente), seguida de restos animales indeterminados (Pre: 25 % y Post: 26 %),

Chironomidae (Pre: 21 % y Post: 14 %) y Oligochaeta (Pre: 17 % y Post: 14 %). Los restos vegetales se encontraron en menor proporción en los sitios Bañ en comparación con los otros tramos (**Fig. 6.10**) y en arroyos con UAI se encontró un aumento de restos animales hacia el sitio Post (**Fig. 6.10A**). Además, en arroyos con UGE se observó una mayor proporción de Bacillariophyceae en el sitio Bañ en comparación con los otros tramos (**Fig. 6.10B**).

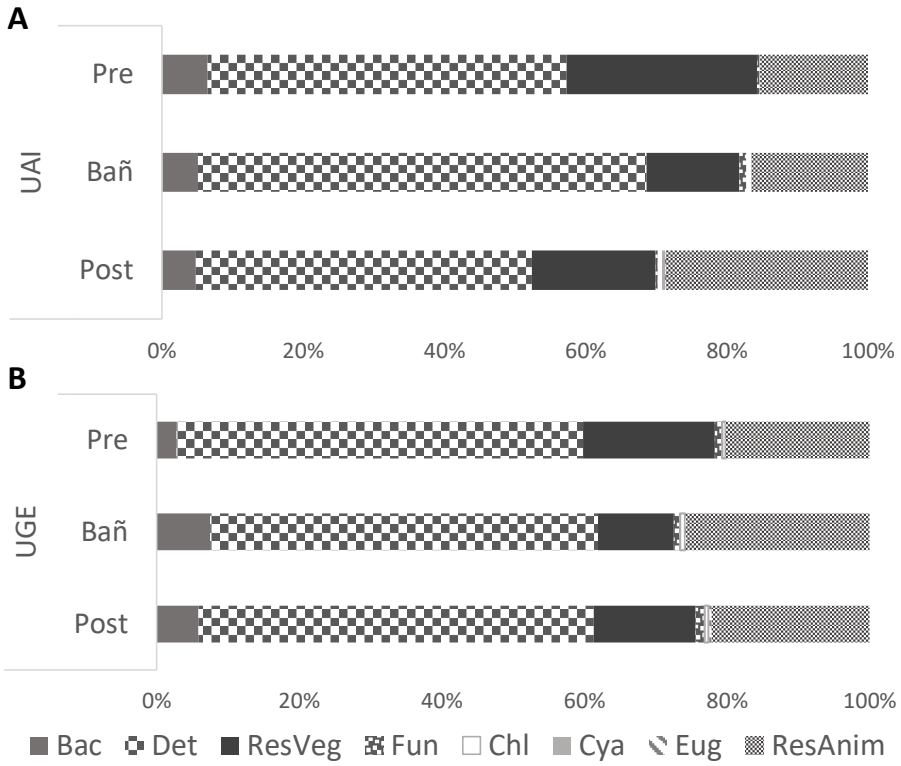


Figura 6.10 Proporción de ítems alimentarios hallados en los contenidos digestivos en el total de los ejemplares analizados en los tres tramos (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado y Post: post-bañado) de los arroyos con **A)** uso agrícola intensivo (UAI), **B)** uso ganadero extensivo (UGE). Bac: Bacillariophyceae, Det: detrito, ResVeg: restos vegetales, Fun: Fungi, Chl: Chlorophyta, Cya: Cyanophyta, Eug: Euglenophyta, ResAnim: restos animales

Redes tróficas

En los cuatro arroyos estudiados, en los tres tramos, el detrito presentó el mayor número de enlaces tróficos salientes, es decir que presentó el mayor número de enlaces con los consumidores. En arroyos de ambos usos del suelo se encontró mayor tamaño de red, número y complejidad de enlaces tróficos en el tramo Bañ y Post en comparación con el tramo Pre, siendo más notorias las diferencias en arroyos con UAI que en aquellos con UGE (**Fig. 6.11A**). También ambos usos coincidieron en una mayor proporción de nodos top

y una menor proporción de nodos basales y relación recursos: consumidores en el tramo Post en comparación con los otros dos tramos (**Fig. 6.11B**). Además, en los arroyos con UAI se observó un aumento en la proporción de nodos basales y una disminución de la proporción de nodos intermedios en el tramo bañado (**Fig. 6.11B**).

En cuanto a otras propiedades de los enlaces y cadenas tróficas, en arroyos con UAI el promedio del largo de las cadenas y la densidad de enlaces presentaron valores en aumento del sitio Pre al sitio Post, a diferencia de la conectancia que mostró una disminución (**Fig. 6.11C**). Por otro lado, en arroyos con UGE, la densidad de enlaces y el promedio del largo de las cadenas fue levemente mayor en el sitio Bañ en comparación con los otros tramos y la conectancia mostró valores muy similares entre sitios (**Fig. 6.11C**). La generalidad, la vulnerabilidad y el grado de omnivoría mostraron patrones muy similares en arroyos de ambos usos del suelo. El grado de omnivoría presentó valores mayores en el tramo Bañ y en menor proporción en Post, mientras que la generalidad fue similar entre tramos con una leve disminución hacia el sitio Post y, por último, la vulnerabilidad mostró valores más altos en este sitio (**Fig. 6.11D**).

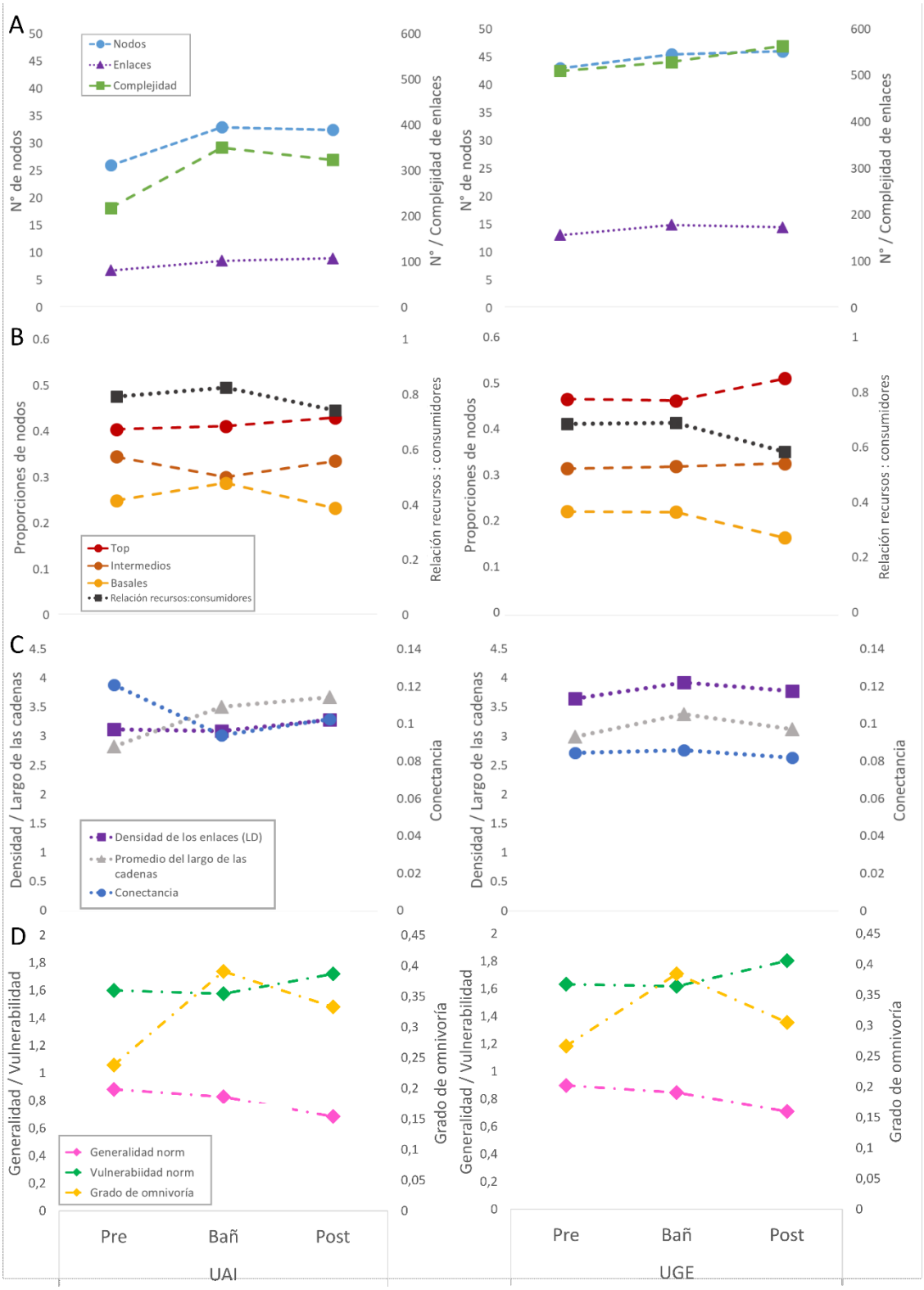


Figura 6.11 Atributos de las redes tróficas de los arroyos de ambos usos del suelo (UAI: uso agrícola intensivo, UGE: uso ganadero extensivo) en los tres tramos analizados (Pre: pre-bañado, Bañ: bañado, Post: post-bañado) **A)** Tamaño de red (n° de nodos), número y complejidad de enlaces tróficos, **B)** Proporciones de los diferentes nodos: top, intermedios y basales y relación recursos: consumidores, **C)** Densidad de enlaces, promedio del largo de las cadenas y conectancia, **D)** Generalidad normalizada (norm), vulnerabilidad normalizada (norm) y grado de omnivoría

6.5.Discusión

A partir de los resultados obtenidos en el área de estudio, se destaca la función de los bañados de desborde fluvial en la mejora de la calidad del agua, tanto de arroyos periurbanos de uso agrícola intensivo como aquellos con uso del suelo ganadero extensivo. Esto se vio reflejado tanto en las métricas estructurales del ensamble como en las relaciones tróficas.

En arroyos con ambos usos del suelo, se observó una disminución de los sólidos suspendidos totales aguas abajo de los bañados al igual que una disminución de la turbidez en arroyos ganaderos y de sólidos disueltos en agrícolas. En coincidencia con lo mencionado por Johnston (1991), la deposición de sedimento en humedales beneficia la calidad del agua en dirección aguas abajo al reducir la turbidez y la concentración de sólidos totales. Estos resultados coinciden con los hallados por Sileshi et al. (2020) y Mereta et al. (2020) para humedales fluviales de Etiopía. Estos autores también mencionan que el pastoreo de ganado en los alrededores de los ambientes acuáticos, como es el caso del estudiado aquí en el Cajaravillas, puede representar un aumento de erosión y de entrada de sólidos suspendidos a los sistemas, pudiendo disminuir la capacidad de retención de estos en el humedal.

Como características generales, los bañados y los tramos post-bañado presentaron mayor temperatura y oxígeno disuelto que los tramos de los arroyos pre-bañado durante el periodo de estudio. Estos resultados difieren con lo descripto por Cochero et al. (2020), quienes observaron en su estudio estacional de los mismos sitios que los tramos aguas abajo de los humedales analizados presentaban menor concentración de oxígeno y menor temperatura. Se espera que ingrese agua empobrecida en oxígeno desde las planicies aluviales hacia los cursos principales, ya que las tasas de respiración son más altas en estas zonas (Kobayashi et al., 2011) y que esta disminución se transfiera hacia aguas abajo, sobre todo en periodos de aguas bajas. Las diferencias mencionadas con Cochero et al. (2020) pueden deberse a variaciones hidrológicas ya que, el análisis en la presente tesis se realizó en un periodo de caudal “normal” en el cual el flujo continuo de agua puede permitir que el oxígeno producido por las macrófitas en el humedal sea transportado hacia aguas abajo, tomando más importancia que el empobrecimiento de oxígeno en las planicies aluviales. En este sentido se resalta la importancia de registros a largo plazo y bajo diferentes condiciones.

En todos los arroyos estudiados, se observó una disminución en la concentración de nitrógeno, tanto total como inorgánico disuelto, desde aguas arriba hacia aguas abajo de los bañados, lo que indicaría una remoción de nitrógeno en estos ambientes. Los mismos resultados fueron observados para el fósforo (fósforo total y fosfato) en arroyos vinculados a la ganadería y en el arroyo Carnaval asociado a la agricultura, presentando los tramos Post menores concentraciones de fósforo total. Laterra et al. (2018) estudiaron la remoción de nutrientes en humedales de Mar Chiquita rodeados por actividad agrícola y estimaron que el 63 % presentaron eficiencia en la remoción de nitrógeno total mientras que solo el 10 % fueron capaces de remover fósforo. El uso del suelo adyacente a los humedales puede tener estrecha relación en su capacidad de retención. Mereta et al. (2020) señalan en su estudio una relación negativa entre las actividades agrícolas y la capacidad de retención de los humedales estudiados. La remoción de nitrógeno se da principalmente por desnitrificación, un proceso microbiológico anaeróbico en el cual la materia orgánica es descompuesta por bacterias usando nitrato como aceptor de electrones, dando como resultado nitrógeno atmosférico (Verhoeven et al., 2006). Mientras que la remoción de fósforo está primariamente vinculada a la sedimentación y procesos de adsorción (Reddy et al., 1999). Como mencionan Gehrels y Mulamoottil (1990), puede ocurrir que los mecanismos de remoción del fósforo total queden excedidos cuando el ingreso sea muy alto o los humedales no pueden acumular sedimentos a una tasa lo suficientemente alta como para proporcionar sitios de unión para el fósforo. Reddy et al. (1999) sugirieron, asimismo, que si las condiciones redox y el pH cambian, las formas biodisponibles de P, como las unidas a coloides de hierro o al aluminio de arcillas, pueden quedar rápidamente disponibles.

Además de los mecanismos mencionados, la vegetación de bañados de desborde fluvial también cumple un rol fundamental al captar nutrientes (Verhoeven et al., 2006) y contaminantes del agua (Bonanno & Vymazal, 2017). Por ejemplo, Cortese (2021) menciona la capacidad de la vegetación de estos ambientes pampeanos en la retención de metales traza. Los tramos Bañ presentaron una mayor cobertura de macrófitas que los otros dos tramos. De los cuatro arroyos, Del Gato presentó la menor cobertura de macrófitas emergentes en este tramo, en coincidencia con la menor remoción de fósforo. Di Luca et al. (2015) y Nikolakopoulou et al. (2020) mencionan la eficiencia de especies emergentes, entre ellas *Typha* y *Schoenoplectus,* de remover concentraciones signficativa de fósforo del agua. En coincidencia con el mayor desarrollo de macrófitas en los tramos Bañ, se observó un mayor contenido porcentual de materia orgánica en los tramos Bañ, lo que refleja la función

de los humedales como sitios de almacenaje de materia orgánica mencionada por otros autores (Mitra et al., 2003; Wissinger et al., 2021). A diferencia de lo hallado por López van Oosterom (2014) para arroyos de la región, en los cuatro BDF estudiados la fracción de materia orgánica gruesa resultó ser la más representativa. Al no estar caracterizados estos arroyos por poseer un bosque de ribera, el aporte de MOPG en general es autóctono, proviene de la vegetación acuática presente en estos tramos. En arroyos rodeados por ganadería extensiva, fue mayor la proporción de la fracción gruesa en los tramos Pre y Bañ en comparación con los Post, que presentaron mayor proporción de fina, reflejando la función de retención de materia orgánica de los humedales.

La mejora en la calidad del agua hacia aguas abajo de los bañados se vio reflejada en el aumento de la riqueza taxonómica y la diversidad de macroinvertebrados, desde los tramos Pre hacia los Post. Resultados similares se presentaron para tres arroyos urbanos de Etiopía que atraviesan bañados de desborde fluvial (Sileshi et al., 2020). Por otro lado, la densidad solo fue mayor en los tramos Bañ de arroyos con UGE mientras que los arroyos con UAI mostraron mayor densidad en el tramo Pre, dada por la alta densidad de Oligochaeta, taxón usualmente relacionado con sitios que presentan altas concentraciones de nutrientes (Lin & Yo, 2008; Armendáriz et al., 2012; López van Oosterom et al., 2015).

A partir de los resultados obtenidos, se destaca la importancia de la especie fragmentadora *Hyalella curvispina* en los humedales estudiados, la cual presentó la mayor abundancia relativa en los tramos Bañ. Su alta densidad coincide con el mayor porcentaje de MOPG disponible en estos tramos. En relación a los otros grupos funcionales alimentarios, los colectores-recolectores presentaron la mayor abundancia relativa en el Pre, en coincidencia con la mayor proporción de MOPM. La abundancia relativa de este GFA mostró un aumento desde los tramos Bañ hacia Post con el aumento de la MOPF y MOPM. Por otra parte, los raspadores presentaron mayor abundancia relativa en el Post, pudiendo relacionarse, como mencionan Lehman et al. (2008), a que la inundación de las llanuras aluviales en las zonas de bañados contribuye al ingreso de diatomeas y algas verdes, recurso principal de este GFA. En cuanto a los predadores, se observó un aumento de su abundancia relativa en los tramos Bañ y Post de los arroyos con impacto agrícola en comparación con los tramos Pre, en coincidencia con la disminución de la abundancia relativa de los colectores-recolectores. En este grupo, se encuentran algunas de las principales presas (ejemplo oligoquetos y quironómidos). Por otro lado, en los arroyos con impacto ganadero

este GFA presentó una disminución hacia el tramo Post, que podría estar relacionado con la mayor importancia que toman los fragmentadores en el sitio Bañ y los raspadores en el Post.

Tanto en los tramos del arroyo como en los bañados el detrito resultó ser el ítem más abundante en los contenidos digestivos analizados. Estas observaciones coinciden con estudios previos en arroyos de la región pampeana (López van Oosterom et al., 2013; Ocon et al., 2013; López van Oosterom, 2014). Como se mencionó en el Capítulo 4 de la presente tesis, los humedales ubicados en áreas de pastizal pueden producir gran volumen de detrito proveniente de las macrófitas presentes y este recurso brinda beneficios importantes a los macroinvertebratos como alimento y refugio.

En coincidencia con lo hallado para la riqueza taxonómica y la diversidad de macroinvertebrados, las redes tróficas de arroyos con UAI aumentaron su complejidad hacia el bañado y aguas abajo de los mismos. Los arroyos con UGE mostraron el mismo patrón en aumento, pero con diferencias menos notorias entre tramos. Los tramos Bañ de arroyos con UAI presentaron una mayor proporción de nodos basales y relación recursos: consumidores en comparación con los otros tramos. Los resultados hallados a partir de los atributos tróficos de los macroinvertebrados podrían estar indicando la función de estos bañados como reservorios de recursos, característica distintiva de los humedales (Leibowitz et al., 2018; Schofield et al., 2018). Sumado a esto, el grado de omnivoría en arroyos de ambos usos del suelo presentó mayores valores en los tramos Bañ y Post, indicando un alto número de recursos para los consumidores presentes (Williams & Martinez, 2000; Bersier et al., 2002). Por otro lado, se encontró un aumento de la vulnerabilidad y la proporción de nodos top en el sitio Post coincidente con la mayor diversidad de macroinvertebrados en este tramo (mayor diversidad de consumidores). Por último, cabe mencionar que la disminución en la conectancia hacia aguas abajo en arroyos con UAI puede deberse, como mencionan Dell et al. (2005), a que este atributo tiende a disminuir al aumentar la riqueza taxonómica, dado que el número de interacciones posibles aumenta.

6.6.Conclusión

Los bañados de desborde fluvial estudiados mostraron la capacidad de remover nitrógeno, fósforo y sólidos suspendidos durante el periodo analizado. A su vez, los humedales presentaron mayor riqueza taxonómica y diversidad de macroinvertebrados, además de diferencias en la composición estructural y funcional del ensamble entre aguas abajo y aguas arriba de los mismos. Los atributos de complejidad de las redes tróficas

también reflejaron las diferencias entre tramos principalmente en arroyos con uso agrícola intensivo, resultando ser buenos indicadores de la mejora en la calidad del agua.

Debido a la eficiencia en la retención de nutrientes y sólidos en suspensión, la conservación de estos bañados resulta de sumo interés como una medida eficaz en la gestión de los recursos hídricos de la región. Mejorar la capacidad de retención de sólidos suspendidos y de nutrientes mediante la disminución de las presiones antrópicas es un importante paso para proteger la calidad del agua y la diversidad de los bañados de estudio.

7. Consideraciones finales

La constante transformación del uso del suelo por el avance de la agricultura y la urbanización en la región pampeana en conjunto con las proyecciones de eventos hidrológicos extremos amenazan la integridad de los humedales de la región. La producción agrícola intensiva, con el crecimiento de cultivos bajo cubierta y el avance del uso residencial no planificado, está generando la pérdida y retracción de los ambientes fluviales de la región. A su vez, estas actividades se relacionan con el empobrecimiento de la calidad del agua, que se ve reflejado en los ensambles de macroinvertebrados que habitan estos ambientes acuáticos. La conservación de humedales de cabecera como los estudiados resulta fundamental para la preservación de la diversidad y la sustentabilidad del territorio, además del amortiguamiento de eventos hidrológicos extremos.

Los resultados de la presente tesis proporcionan información valiosa de los impactos de dos condiciones de estrés relacionadas en gran medida con el cambio global, los efectos del uso del suelo y el estrés hidrológico en bañados de desborde fluvial cercanos a la ciudad de La Plata desde un enfoque de interacciones ecológicas como lo son las relaciones tróficas de macroinvertebrados y los atributos de su ensamble. Además, este trabajo aporta información acerca del efecto y la importancia de la presencia de estos humedales en arroyos de la región.

Se aceptaron las tres hipótesis planteadas en el trabajo de tesis. Los BDF ubicados en áreas rurales con ganadería extensiva mostraron un ensamble más rico con taxones más sensibles y con tramas tróficas más complejas que aquellos ubicados en áreas periurbanas con uso del suelo agrícola intensivo (Hipótesis 1, Cap. 4). Cabe destacar que, a pesar de ello, BDF de ambos usos del suelo presentaron una mayor riqueza de órdenes y mejor calidad biótica (IBPAMP) que los relevados en estudios previos de arroyos de la región. En segundo lugar, se encontró que durante un periodo de sequía extraordinario, en el cual se vio reducido el tamaño del hábitat, el ensamble de macroinvertebrados de estos humedales y sus relaciones tróficas se vieron simplificados y albergaron taxones tolerantes a dicha situación, observando algunas diferencias según el uso del suelo circundante (Hipótesis 2, Cap. 5). La desconexión de la napa freática por la sobreexplotación de la zona en BDF con agricultura intensiva generó un impacto mayor del periodo de sequía que en aquellos humedales que aún preservan la conexión. A pesar del entorno en que estos humedales se encuentran, los bañados mejoraron la calidad del agua, pudiendo caracterizarlos como sitios

de retención de nutrientes y sólidos (Hipótesis 3, Cap. 6). A su vez, se determinó un patrón de aumento desde aguas arriba de los mismos hacia aguas abajo en la riqueza, diversidad y complejidad de tramas tróficas de macroinvertebrados principalmente en BDF de uso del suelo agrícola intensivo (Hipótesis 3, Cap. 6). A pesar de su degradación, estos humedales pueden contribuir significativamente a la mejora en la calidad del agua y en la diversidad del ensamble estudiado.

Los análisis de contenidos digestivos realizados en la tesis realizan un importante aporte al escaso conocimiento de la dieta de los principales macroinvertebrados hallados en ambientes fluviales de la región. Para complementar los resultados, futuros análisis de isótopos estables permitirían una mayor comprensión de los efectos de los estresores estudiados en los diferentes niveles tróficos. A partir del análisis de contenidos digestivos, se encontró que el detrito resultó ser el recurso basal predominante tanto en los tramos de humedales como en los arroyos y en los diferentes periodos hidrológicos analizados. Dentro del ensamble, los quironómidos son eslabones intermedios clave entre este detrito y los taxones de grupos tróficos superiores como los odonatos. A su vez, los resultados hallados resaltan la importancia del anfípodo *Hyalella curvispina* al estar presente en todos los sitios y cumplir un rol fundamental como taxón fragmentador de la fracción más relevante de materia orgánica hallada en los sistemas de estudio, la fracción particulada gruesa. Asimismo, esta especie reflejó cambios en la abundancia según los usos del suelo y periodos hidrológicos lo que reafirma su utilidad como especie indicadora de usos del suelo y la necesidad de profundizar los estudios por periodos más extensos.

El enfoque de redes tróficas empleado permite aportar una visión complementaria al uso de métricas estructurales de macroinvertebrados para responder a preguntas complejas como las planteadas en este trabajo de tesis. Los atributos de las redes reflejaron tanto los efectos del uso del suelo como los periodos hidrológicos, y en conjunto con el análisis de grupos funcionales alimentarios permitieron una mayor comprensión de dichos efectos. A partir del análisis de las redes tróficas se obtuvieron resultados concluyentes respecto a los factores de estrés estudiados.

Los resultados hallados son cruciales para futuros proyectos de conservación y manejo de cuenca al demostrar la importancia de conservar los BDF para mejorar la calidad del agua y permitir la revalorización y restauración de aquellos que presentan un impacto mayor. En este sentido, el conocimiento generado aporta información a las propuestas

presentadas a partir de 2017 para la conservación de humedales asociados a arroyos del partido de La Plata y brinda información para la creación de áreas protegidas en donde se puede asociar trabajo agrario con recreación y educación ambiental relacionando múltiples actividades (López & Rotger, 2020). En cuanto a los bañados ubicados en la zona rural del partido de Magdalena, esta localidad cuenta con áreas de humedales protegidas sobre la llanura costera, pero no sobre la llanura alta, donde se encuentran las nacientes de los arroyos (Cabarrou et al., 2012). Futuros proyectos de conservación podrían implicar medidas tendientes a la preservación de humedales, como los estudiados en la llanura Alta de Magdalena donde el estado de naturalidad del paisaje y las actividades extensivas reflejaron mejores condiciones ecológicas de estos ambientes.

Como parte del manejo integrado de cuencas hidrográficas, resulta de suma importancia el manejo correcto de las actividades en tierras cercanas a los ambientes fluviales para la conservación de la calidad del agua tanto de arroyos como de humedales asociados (Wang, 2001; Gómez et al., 2022). En conclusión, las prácticas agrícolas intensivas podrían reemplazarse por una agricultura agroecológica y respetuosa con el ambiente (Zou et al., 2018) y el desarrollo urbano, implementar planificaciones sostenibles para preservar los ecosistemas de humedales y revalorizar los servicios ecosistémicos que brindan. El uso cuidadoso y sostenible de los paisajes fluviales beneficia tanto al ecosistema como a la sociedad. Una mayor conciencia de la interacción mutua entre el comportamiento social y los principios ecológicos representa un paso esencial para considerar los paisajes ribereños como sistemas socioecológicos (Weigelhofer et al., 2021). En este sentido, son necesarias políticas integrales que hagan partícipe a la población para mostrar la importancia y beneficio de preservar los ambientes de estudio.

Bibliografía

ACUMAR, (Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo), 2019. Resolución 283/2019.

Acuña, V., I. Muñoz, A. Giorgi, M. Omella, F. Sabater, & S. Sabater, 2005. Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects. Journal of the North American Benthological Society 24: 919–933.

Albert, J. S., G. Destouni, S. M. Duke-Sylvester, A. E. Magurran, T. Oberdorff, R. E. Reis, K. O. Winemiller, & W. J. Ripple, 2021. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. Ambio 50: 85–94.

Allan, R., Lindesay, J., & D. Parker, 1996. El Niño southern oscillation & climatic variability. CSIRO publishing, Australia

Allan, J. D., 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35: 257–284.

Altieri, P., C. Ocon, R. Jensen, & A. Rodrigues Capítulo, 2022. Effects of Agriculture and Hydrological Changes on Macrophyte and Macroinvertebrate Assemblages: a Case Study in Lowland Riverine Wetlands of Argentina. Wetlands 42: 48.

Altieri, P., L. E. Paz, R. F. Jensen, J. Donadelli, & A. R. Capítulo, 2021. Transplanting macrophytes as a rehabilitation technique for lowland streams and their influence on macroinvertebrate assemblages. Anais da Academia Brasileira de Ciências 93: e20191029.

Altieri, P., L. Rodriguez Catanzaro, A. Rodrigues Capítulo, R. Jensen, & C. Ocon, 2019. Respuestas estructurales y dieta de Chironomidae en bañados de desborde fluvial En Cortelezzi, A., I. Entraigas, F. Grosman, & I. Masson (eds), Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos. Azul, Argentina.

Alvarez, M. F., H. H. Benítez, J. R. Garcia de Souza, D. E. Bauer, S. Tarda, M. M. Nicolosi Gelis, A. Díaz, M. C. Nazareno Saparrat, & N. Gómez, 2020. Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria. Biología Acuática 014.

American Public Health Association (APHA), 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. APHA, Washington.

Amoros, C., G. Bornette, & C. P. Henry, 2000. ENVIRONMENTAL AUDITING: A Vegetation-Based Method for Ecological Diagnosis of Riverine Wetlands. Environmental Management 25: 211–227.

Amuchástegui, G., L. di Franco, & C. Feijoó, 2016. Catchment morphometric characteristics, land use and water chemistry in Pampean streams: a regional approach. Hydrobiologia 767: 65–79.

Anacléto, M. J. P., Ligeiro, R., Barbosa, J. E. D. L., Molozzi, J., & M. Callisto, 2018. Effects of an atypical drought on the benthic macroinvertebrate community in a tropical reservoir. Biota Neotropica 18.

Anderson, M. J., K. E. Ellingsen, & B. H. McArdle, 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. Ecology Letters 9: 683–693.

Arias, M., 2019. Efecto del uso de fertilizantes y pesticidas sobre organismos acuáticos en arroyos de la zona hortícola de La Plata. Doctor en Ciencias Naturales, Universidad Nacional de La Plata, http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/73699.

Arias, M., A. Scalise, M. Solis, A. Paracampo, M. Indaco, S. Fanelli, H. Mugni, & C. Bonetto, 2020. Horticulture affects macroinvertebrate assemblages in adjacent streams (Buenos Aires, Argentina). Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems 5.

Armendáriz, L., C. Ocón, & A. Rodrigues Capítulo, 2012. Potential responses of oligochaetes (Annelida, Clitellata) to global changes: Experimental fertilization in a lowland stream of Argentina (South America). Limnologica 42: 118–126.

Balcombe, C. K., J. T. Anderson, R. H. Fortney, & W. S. Kordek, 2005. Aquatic macroinvertebrate assemblages in mitigated and natural wetlands. Hydrobiologia 541: 175–188.

Baldini, C., 2020. Territorio en movimiento: las transformaciones territoriales del Cinturón Hortícola Platense en los últimos 30 años. Tesis de doctorado, Universidad Nacional de La Plata.

Baldini, C., M. E. Marasas, & A. A. Drozd, 2019. Entre la expansión urbana y la producción de alimentos. Revista de la Facultad de Agronomía 118: 031.

Barbosa, J. F., & H. D. D. Rodrigues, 2015. The True Water Bugs (Nepomorpha) En Panizzi, A. R., & J. Grazia (eds), True Bugs (Heteroptera) of the Neotropics. Springer Netherlands, Dordrecht: 159–199, http://link.springer.com/10.1007/978-94-017-9861-7_7.

Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, & J. B. Stribling, 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.

Barton, K., 2020. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version, 1(1).

Bates, D., M. Mächler, B. Bolker, & S. Walker, 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. Journal of Statistical Software 67: 1–48.

Batzer, D., & D. Boix, 2016. An Introduction to Freshwater Wetlands and Their Invertebrates En Batzer, D., & D. Boix (eds), Invertebrates in Freshwater Wetlands. Springer International Publishing, Cham: 1–23.

Batzer, D. P., R. B. Rader, & S. A. Wissinger, 1999. Invertebrates in freshwater wetlands of North America: ecology and management. John Wiley & Sons.

Bauer, D. E., J. Donadelli, N. Gómez, M. Licursi, C. Ocón, A. C. Paggi, A. R. Capítulo, & M. Tangorra, 2002. Ecological status of the Pampean plain streams and rivers (Argentina). SIL Proceedings, 1922-2010 28: 259–262.

Baumgartner, S. D., & C. T. Robinson, 2017. Short-term colonization dynamics of macroinvertebrates in restored channelized streams. Hydrobiologia 784: 321–335.

Bazán, J. M., J. C. Alberino, N. Varriano, J. Cariello, E. Kruse, A. Rojo, M. Deluchi, & P. Laurencena, 2011. Cuencas del arroyo El Pescado y Del Gato en los partidos de La Plata, Berisso y Ensenada. III Reunión Anual PROIMCA y I Reunión Anual PRODECA, Mendoza, Argentina.

Beche, L. A., E. P. Mcelravy, & V. H. Resh, 2006. Long-term seasonal variation in the biological traits of benthic-macroinvertebrates in two Mediterranean-climate streams in California, U.S.A. Freshwater Biology 51: 56–75.

Benzaquén, L., D. E. Blanco, R. Bo, P. Kandus, G. Lingua, P. Minotti, & R. Quintana (eds), 2017. Regiones de humedales de la Argentina. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Fundación Humedales/Wetlands International, Universidad Nacional de San Martín y Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Bersier, L. F., C. Banašek-Richter, & M. F. Cattin, 2002. Quantitive descriptors of food-web matrices. Ecology 83: 2394–2407.

Blanchet, F. G., P. Legendre, & D. Borcard, 2008. Forward selection of explanatory variables. Ecology 89: 2623–2632.

Blanchette, M. L., A. M. Davis, T. D. Jardine, & R. G. Pearson, 2014. Omnivory and opportunism characterize food webs in a large dry-tropics river system. Freshwater Science 33: 142–158.

Blann, K. L., J. L. Anderson, G. R. Sands, & B. Vondracek, 2009. Effects of Agricultural Drainage on Aquatic Ecosystems: A Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 39: 909–1001.

Bonada, N., N. Prat, V. H. Resh, & B. Statzner, 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. Annual Review of Entomology 51: 495–523.

Bonada, N., M. Rieradevall, & N. Prat, 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. Hydrobiologia 589: 91–106.

Bonanno, G., & J. Vymazal, 2017. Compartmentalization of potentially hazardous elements in macrophytes: Insights into capacity and efficiency of accumulation. Journal of Geochemical Exploration 181: 22–30.

Borcard, D., F. Gillet, & P. Legendre, 2011. Numerical Ecology with R. Springer, New York.

Boulton, A. J., 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. Freshwater Biology 48: 1173–1185.

Boulton, A. J., & P. S. Lake, 1992. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia: III. Temporal changes in faunal composition. Freshwater Biology 27: 123–138.

Brinson, M. M., & A. I. Malvárez, 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. Environmental Conservation 29: 115–133.

Bunn, S. E., E. G. Abal, M. J. Smith, S. C. Choy, C. S. Fellows, B. D. Harch, M. J. Kennard, & F. Sheldon, 2010. Integration of science and monitoring of river ecosystem health to guide investments in catchment protection and rehabilitation. Freshwater Biology 55: 223–240.

Bunn, S. E., & A. H. Arthington, 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. Environmental Management 30: 492–507.

Cabarrou, A., M. Lázzaro, J. Martínez, F. González, C. Cibraro, M. López Osornio, & A. Martínez, 2012. Plan estratégico para el desarrollo territorial del partido de Magdalena. República Argentina. Ministerio de economía y finanzas públicas 132.

Cabrera, A. L., & H. Fabris, 1948. Plantas acuáticas de la Provincia de Buenos Aires. Publicación técnica Dirección Agropecuaria, La Plata, Argentina.

Cabrera, A., & A. Willink, 1980. Biogeografía de América Latina. OEA, Versión Corregida, Secretaría General de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington DC.

Calapez, A. R., P. Branco, J. M. Santos, T. Ferreira, T. Hein, A. G. Brito, & M. J. Feio, 2017. Macroinvertebrate short-term responses to flow variation and oxygen depletion: A mesocosm approach. Science of The Total Environment 599–600: 1202–1212.

Cao, H. X., P. Fourounjian, & W. Wang, 2018. The importance and potential of duckweeds as a model and crop plant for biomass-based applications and beyond. Handbook of environmental materials management. Springer International Publishing, Cham 1–16.

Carpenter, S. R., & E. M. Bennett, 2011. Reconsideration of the planetary boundary for phosphorus. Environmental Research Letters 6: 014009.

Carter, J. L., V. H. Resh, & M. J. Hannaford, 2017. Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality Methods in Stream Ecology. Elsevier: 293–318.

Caruso, B. S., 2002. Temporal and spatial patterns of extreme low flows and effects on stream ecosystems in Otago, New Zealand. Journal of Hydrology 19.

Carvalho, A. R., F. H. M. Schlittler, & V. L. Tornisielo, 2000. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. Química Nova SciELO Brasil 23: 618–622.

Casagranda, C., M. S. Dridi, & C. F. Boudouresque, 2006. Abundance, population structure and production of macro-invertebrate shredders in a Mediterranean brackish lagoon, Lake Ichkeul, Tunisia. Estuarine, Coastal and Shelf Science 66: 437–446.

Chalar, G., L. Delbene, I. González-Bergonzoni, & R. Arocena, 2013. Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). Ecological Indicators 24: 582–588.

Chipps, S. R., D. E. Hubbard, K. B. Werlin, N. J. Haugerud, K. A. Powell, J. Thompson, & T. Johnson, 2006. Association between wetland disturbance and biological attributes in floodplain wetlands. Wetlands 26: 497–508.

Clarke, K. R., & R. Warwick, 2001. Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation PRIMER-E Ltd Plymouth 2: 1–168.

Cochero, J., H. Di Giorgi, J. Donadelli, J. Suárez, M. Simonetti, N. R. Finkler, & D. Gasparini Fernandes Cunha, 2020. El rol de los bañados de desborde fluvial en la retención de nutrientes y su actividad metabólica. Biología Acuática 013.

Cohen, J. E., R. A. Beaver, S. H. Cousins, D. L. DeAngelis, L. Goldwasser, K. L. Heong, R. D. Holt, A. J. Kohn, J. H. Lawton, N. Martinez, R. O'Malley, L. M. Page, B. C. Patten, S. L. Pimm, G. A. Polis, M. Rejmanek, T. W. Schoener, K. Schoenly, W. G. Sprules, J. M. Teal, R. E. Ulanowicz, P. H. Warren, H. M. Wilbur, & P. Yodzis, 1993. Improving Food Webs. Ecology 74: 252–258.

Coll, M., A. Schmidt, T. Romanuk, & H. K. Lotze, 2011. Food-Web Structure of Seagrass Communities across Different Spatial Scales and Human Impacts. PLoS ONE 6: e22591.

Cooper, M. J., D. G. Uzarski, T. M. Burton, & R. R. Rediske, 2006. Macroinvertebrate community composition relative to chemical/physical variables, land use and cover, and vegetation types within a Lake Michigan drowned river mouth wetland. Aquatic Ecosystem Health & Management 9: 463–479.

Cortelezzi, A., A. C. Paggi, M. Rodríguez, & A. R. Capítulo, 2011. Taxonomic and nontaxonomic responses to ecological changes in an urban lowland stream through the use of Chironomidae (Diptera) larvae. Science of The Total Environment 409: 1344–1350.

Cortelezzi, A., M. V. Sierra, N. Gómez, C. Marinelli, & A. Rodrigues Capítulo, 2013. Macrophytes, epipelic biofilm, and invertebrates as biotic indicators of physical habitat degradation of lowland streams (Argentina). Environmental Monitoring and Assessment 185: 5801–5815.

Cortese, B., 2021. Amortiguación de metales pesados en macrófitas y sedimentos como servicio ecosistémico de bañados de desborde fluvial. Tesis de doctorado, Universidad Nacional de La Plata.

Costello, M., G. Pohle, & A. Martin, 2004. Evaluating Biodiversity in Marine Environmental Assessments. Research and Development Monograph Series 2001. Canadian Environmental Assessment Agency, Ottawa.

Couceiro, S. R. M., N. Hamada, B. R. Forsberg, & C. Padovesi-Fonseca, 2010. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. Austral Ecology 628–637.

Cowx, I. G., W. O. Young, & J. M. Hellawell, 1984. The influence of drought on the fish and invertebrate populations of an upland stream in Wales. Freshwater Biology 14: 165–177.

Craft, C., K. Krull, & S. Graham, 2007. Ecological indicators of nutrient enrichment, freshwater wetlands, Midwestern United States (U.S.). Ecological Indicators 7: 733–750.

Cremona, F., D. Planas, & M. Lucotte, 2008. Biomass and composition of macroinvertebrate communities associated with different types of macrophyte architectures and habitats in a large fluvial lake. Fundamental and Applied Limnology 171: 119–130.

Cummins, K. W., R. W. Merritt, & P. C. Andrade, 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment 40: 69–89.

Dahms, H.-U., 1995. Dormancy in the Copepoda ? an overview. Hydrobiologia 306: 199–211.

Daneshvar, F., A. P. Nejadhashemi, U. Adhikari, B. Elahi, M. Abouali, M. R. Herman, E. Martinez-Martinez, T. J. Calappi, & B. G. Rohn, 2017. Evaluating the significance of wetland restoration scenarios on phosphorus removal. Journal of Environmental Management 192: 184–196.

Davidson, N. C., 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Marine and Freshwater Research 65: 934.

Davidson, N. C., 2018. Ramsar convention on wetlands: scope and implementation The Wetland Book I: Structure and function, management, and methods. Springer: 451–458.

Davies, R. W., N. J. McLoughlin, & J. H. Oosthuizen, 1997. The life-cycle and feeding of the African freshwater leech Helobdella conifera (Glossiphoniidae). South African Journal of Zoology 32: 1–4.

de Ferradás, B. R., & H. R. Fernández, 2009. Acari, Parasitengona, Hydrachnidia En Domínguez, E., & H. R. Fernández (eds), Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos: Sistemática y Biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina: 497–549.

de Guzman, I., P. Altieri, A. Elosegi, A. V. Pérez-Calpe, D. Schiller, J. M. González, M. Brauns, J. M. Montoya, & A. Larrañaga, 2022. Water diversion and pollution interactively shape freshwater food webs through bottom-up mechanisms. Global Change Biology 28: 859–876.

de Morais L., de Oliveira Sanches, B., Santos, G.B., Kaufmann, P.R., Hughes, R.M., Molozzi, J., & M. Callisto, 2017. Assessment of disturbance at three spatial scales in two large tropical reservoirs. Journal of limnology 76: 240.

de Souza Rezende, R., F. Silva Monção, J. F. Gonçalves Junior, & A. Medeiros dos Santos, 2019. Macroinvertebrate associated with macrophyte beds in a Cerrado stream. Limnetica 38: 639–652.

DeColibus, D. T., A. R. Rober, A. M. Sampson, A. C. Shurzinske, J. T. Walls, M. R. Turetsky, & K. H. Wyatt, 2017. Legacy effects of drought alters the aquatic food web of a northern boreal peatland. Freshwater Biology 62: 1377–1388.

Dell, A. I., G. D. Kokkoris, C. Banašek-Richter, L.-F. Bersier, J. A. Dunne, M. Kondoh, T. N. Romanuk, & N. D. Martinez, 2005. How do complex food webs persist in nature? Dynamic food webs: multispecies assemblages, ecosystem development, and environmental change. : 425–436.

Della Bella, V., & L. Mancini, 2009. Freshwater diatom and macroinvertebrate diversity of coastal permanent ponds along a gradient of human impact in a Mediterranean eco-region. Hydrobiologia 634: 25–41.

DeWalt, R. E., V. H. Resh, & W. L. Hilsenhoff, 2010. Diversity and classification of insects and Collembola Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Elsevier: 587–657.

Dewson, Z. S., A. B. W. James, & R. G. Death, 2007. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society 26: 401–415.

Di Luca, G. A., Maine, M. A., Mufarrege, M. M., Hadad, H. R., & C.A.,Bonetto, 2015. Influence of *Typha domingensis* in the removal of high P concentrations from water. Chemosphere, 138: 405–411.

Di Sabatino, A., R. Gerecke, & P. Martin, 2000. The biology and ecology of lotic water mites (Hydrachnidia). Freshwater Biology 44: 47–62.

Díaz-Valenzuela, J., R. Barva-Alvarez, A. Merlo-Galiazzi, & L. Zambrano, 2016. Macrophytes and metaphyton as habitats for insects in temporary and permanent tropical aquatic ecosystems. Neotropical Biodiversity Taylor & Francis 2: 171–180.

Dillard, B., 2015. Nitrogen Concentration Responses to Drought in Sagehen Creek, California. Environmental Sciences Major, University of California at Berkeley.

Dixon, M. J. R., J. Loh, N. C. Davidson, C. Beltrame, R. Freeman, & M. Walpole, 2016. Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends index. Biological Conservation 193: 27–35.

Dodson, S. L., C. E. Cáceres, & D. C. Rogers, 2010. Cladocera and other Branchiopoda En Thorp, J. H., & A. P. Covich (eds), Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press: 773–827.

Dolédec, S., N. Phillips, M. Scarsbrook, R. H. Riley, & C. R. Townsend, 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. Journal of the North American Benthological Society 25: 44–60.

Domínguez, E., & H. R. Fernández (eds), 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Dornelas, M., A. C. Moonen, A. E. Magurran, & P. Bàrberi, 2009. Species abundance distributions reveal environmental heterogeneity in modified landscapes. Journal of Applied Ecology 46: 666–672.

Drummond, L. R., A. R. McIntosh, & S. T. Larned, 2015. Invertebrate community dynamics and insect emergence in response to pool drying in a temporary river. Freshwater Biology 60: 1596–1612.

Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews 81: 163.

Dudley, T. L., 1988. The roles of plant complexity and epiphyton in colonization of macrophytes by stream insects. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen Taylor & Francis 23: 1153–1158.

Dunne, J. A., 2009. Food webs En Meyres, R. A. (ed), Encyclopedia of complexity and systems science. Springer: 3661–3682.

Dunne, J., R. Williams, & N. Martinez, 2004. Network structure and robustness of marine food webs. Marine Ecology Progress Series 273: 291–302.

Dvořák, J., 1996. An example of relationships between macrophytes, macroinvertebrates and their food resources in a shallow euthrophic lake. Hydrobiologia Springer 339: 27–36.

Egler, M., Df. Buss, Jc. Moreira, & Df. Baptista, 2012. Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. Brazilian Journal of Biology 72: 437–443.

Ehrenfeld, J. G., 2000. Evaluating wetlands within an urban context. Ecological Engineering 15: 253–265.

Elosegi, A., & S. Sabater, 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA, Bilbao.

Epele, L. B., & M. L. Miserendino, 2015. Environmental Quality and Aquatic Invertebrate Metrics Relationships at Patagonian Wetlands Subjected to Livestock Grazing Pressures. PLoS ONE 10: e0137873.

Everard, M., & A. Wood, 2018. Agricultural management and wetlands: an overview. The Wetland Book: I: Structure and Function, Management, and Methods Springer Netherlands 1009–1019.

Ezcurra de Drago, I., M. Marchese, & L. Montalto, 2007. Benthic invertebrates The Middle Paraná River. Springer: 251–275.Feijoo, C., & R. Lombardo, 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. Water Research 41: 1399–1410.

Feijoó, C. S., A. Giorgi, M. E. García, & F. Momo, 1999. Temporal and spatial variability in streams of the Pampean basin. Hydrobiologia 394: 41–52.

Finlayson, C. M., R. D'Cruz, & N. Davidson (eds), 2005. Ecosystems and human well-being: Wetlands and Water. Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Washington, DC.

Finlayson, C. M., G. R. Milton, & R. C. Prentice, 2018. Wetland Types and Distribution En Finlayson, C. M., G. R. Milton, R. C. Prentice, & N. C. Davidson (eds), The Wetland Book. Springer Netherlands, Dordrecht: 19–35.

Fisher, J., & M. C. Acreman, 2004. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. Hydrology and Earth System Sciences 8: 673–685.

Fleeger, J. W., K. R. Carman, & R. M. Nisbet, 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. Science of The Total Environment 317: 207–233.

Fraaije, R. G. A., C. Poupin, J. T. A. Verhoeven, & M. B. Soons, 2018. Functional responses of aquatic and riparian vegetation to hydrogeomorphic restoration of channelized lowland streams and their valleys. Journal of Applied Ecology 56: 1007–1018.

Fryer, G., 1957. The feeding Mechanism of some freshwater Cyclopoid Copepods. Proceedings of the Zoological Society of London 129: 1–25.

Gary, H. L., S. R. Johnson, & S. L. Ponce, 1983. Cattle grazing impact on surface water quality in a Colorado Front Range stream. Journal of Soil and Water Conservation 5.

Gebrehiwot, M., A. Awoke, A. Beyene, D. Kifle, & L. Triest, 2017. Macroinvertebrate community structure and feeding interactions along a pollution gradient in Gilgel Gibe watershed, Ethiopia: Implications for biomonitoring. Limnologica 62: 68–76.

Gehrels, J., & G. Mulamoottil, 1990. Hydrologic processes in a southern Ontario wetland. Hydrobiologia 208: 221–234.

Genito, D., W. J. Gburek, & A. N. Sharpley, 2002. Response of Stream Macroinvertebrates to Agricultural Land Cover in a Small Watershed. Journal of Freshwater Ecology 17: 109–119.

Gerth, W. J., J. Li, & G. R. Giannico, 2017. Agricultural land use and macroinvertebrate assemblages in lowland temporary streams of the Willamette Valley, Oregon, USA. Agriculture, Ecosystems & Environment 236: 154–165.

Giorgi, A., C. Feijoó, & G. Tell, 2005. Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. Biodiversity and Conservation 14: 1699–1718.

Gómez, N., A. Siri, L. R. Capítulo, D. C. Colautti, L. Alcalde, A. R. Capítulo, M. Donato, M. Fernanda Álvarez, J. R. G. de Souza, R. F. Jensen, D. E. Bauer, M. Maroñas, J. M. Paredes del Puerto, P. Altieri, L. C. Armendáriz, H. H. Benitez, M. J. Cassano, B. Cortese, H. D. Di Giorgi, J. L. Donadelli, M. M. N. Gelis, I. D. García, T. Maiztegui, A. H. Paracampo, R. M. Sánchez, M. B. Sathicq, & L. N. S. R. Catanzaro, 2022. Effects of urban demand for food and water on

physicochemicals and biotic structure of riverine wetlands in the Pampean plain. Ecohydrology & Hydrobiology 22: 355–369.

González-Ortegón, E., M. E. M. Walton, B. Moghaddam, C. Vilas, A. Prieto, H. A. Kennedy, J. Pedro Cañavate, & L. Le Vay, 2015. Flow regime in a restored wetland determines trophic links and species composition in the aquatic macroinvertebrate community. Science of The Total Environment 503–504: 241–250.

Gore, J. A., J. B. Layzer, & J. Mead, 2001. Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: a role in stream management and restoration. Regulated Rivers: Research & Management 17: 527–542.

Grashof-Bokdam, C. J., & F. van Langevelde, 2005. Green Veining: Landscape Determinants of Biodiversity in European Agricultural Landscapes. Landscape Ecology 20: 417–439.

Gray, C., D. J. Baird, S. Baumgartner, U. Jacob, G. B. Jenkins, E. J. O'Gorman, X. Lu, A. Ma, M. J. O. Pocock, N. Schuwirth, M. Thompson, & G. Woodward, 2014. FORUM: Ecological networks: the missing links in biomonitoring science. Journal of Applied Ecology 51: 1444–1449.

Graziano, M., A. Giorgi, & C. Feijoó, 2021. Multiple stressors and social-ecological traps in Pampean streams (Argentina): A conceptual model. Science of The Total Environment 765: 142785.

Green, A. J., P. Alcorlo, E. T. Peeters, E. P. Morris, J. L. Espinar, M. A. Bravo-Utrera, J. Bustamante, R. Díaz-Delgado, A. A. Koelmans, R. Mateo, W. M. Mooij, M. Rodríguez-Rodríguez, E. H. van Nes, & M. Scheffer, 2017. Creating a safe operating space for wetlands in a changing climate. Frontiers in Ecology and the Environment 15: 99–107.

Griffith, M. B., P. R. Kaufmann, A. T. Herlihy, & B. H. Hill, 2001. Analysis of macroinverebrate assemblages in relation to environmental gradients in Rocky Mountain streams. Ecological Applications 11: 489–505.

Grimm, N. B., S. H. Faeth, N. E. Golubiewski, C. L. Redman, J. Wu, X. Bai, & J. M. Briggs, 2008. Global Change and the Ecology of Cities. Science, New Series 319: 756–760.

Grueber, C. E., S. Nakagawa, R. J. Laws, & I. G. Jamieson, 2011. Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions: Multimodel inference. Journal of Evolutionary Biology 24: 699–711.

Guignard, M. S., A. R. Leitch, C. Acquisti, C. Eizaguirre, J. J. Elser, D. O. Hessen, P. D. Jeyasingh, M. Neiman, A. E. Richardson, P. S. Soltis, D. E. Soltis, C. J. Stevens, M. Trimmer, L. J. Weider, G. Woodward, & I. J. Leitch, 2017. Impacts of Nitrogen and Phosphorus: From Genomes to Natural Ecosystems and Agriculture. Frontiers in Ecology and Evolution 5: 70.

Gupta, G., J. Khan, A. K. Upadhyay, & N. K. Singh, 2020. Wetland as a Sustainable Reservoir of Ecosystem Services: Prospects of Threat and Conservation En Upadhyay, A. K., R. Singh, & D. P. Singh (eds), Restoration of Wetland Ecosystem: A Trajectory Towards a Sustainable Environment. Springer Singapore, Singapore: 31–43.

Gustafson, S., & D. Wang, 2002. Effects of Agricultural Runoff on Vegetation Composition of a Priority Conservation Wetland, Vermont, USA. Journal of Environmental Quality 31: 350–357.

Hansen, A. T., C. L. Dolph, E. Foufoula-Georgiou, & J. C. Finlay, 2018. Contribution of wetlands to nitrate removal at the watershed scale. Nature Geoscience 11: 127–132.

Hansson, L.-A., C. Bronmark, P. Anders Nilsson, & K. Abjornsson, 2005. Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both?. Freshwater Biology 50: 705–714.

Harvey, E., I. Gounand, C. L. Ward, & F. Altermatt, 2017. Bridging ecology and conservation: from ecological networks to ecosystem function. Journal of Applied Ecology 54: 371–379.

Heck, K. L., & L. B. Crowder, 1991. Habitat structure and predator—prey interactions in vegetated aquatic systems En Bell, S. S., E. D. McCoy, & H. R. Mushinsky (eds), Habitat Structure. Springer Netherlands, Dordrecht: 281–299.

Hershey, A. E., G. A. Lamberti, D. T. Chaloner, & R. M. Northington, 2010. Aquatic Insect Ecology. 36.

Hill, J. M., R. W. Jones, M. P. Hill, & O. L. F. Weyl, 2015. Comparisons of isotopic niche widths of some invasive and indigenous fauna in a South African river. Freshwater Biology 60: 893–902.

Hothorn, T., F. Bretz, & P. Westfall, 2008. Simultaneous inference in general parametric models. Biometrical Journal: Journal of Mathematical Methods in Biosciences Wiley Online Library 50: 346–363.

Hu, S., Z. Niu, Y. Chen, L. Li, & H. Zhang, 2017. Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. Science of The Total Environment 586: 319–327.

Hudson, L. N., R. Emerson, G. B. Jenkins, K. Layer, M. E. Ledger, D. E. Pichler, M. S. A. Thompson, E. J. O'Gorman, G. Woodward, & D. C. Reuman, 2013. Cheddar: analysis and visualisation of ecological communities in R. Methods in Ecology and Evolution 4: 99–104.

Hurtado, M. A., J. E. Giménez, & M. G. Cabral, 2006. Análisis ambiental del partido de La PLata: Aportas al ordenamiento territorial. Consejo Federal de Inversiones, Ciudad Autónoma de Buenos Aires 134.

Hutchens, J. J., J. B. Wallace, & J. W. Grubaugh, 2017. Transport and Storage of Fine Particulate Organic Matter Methods in Stream Ecology. Elsevier: 37–53.

Inkley, M. D., S. A. Wissinger, & B. L. Baros, 2008. Effects of drying regime on microbial colonization and shredder preference in seasonal woodland wetlands. Freshwater Biology 53: 435–445.

Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010.

Iriondo, M., 1995. La Pampa En Argollo, J., & P. Mourguiart (eds), Climas cuaternarios en America del Sur. lnstitut Français de Re- cherche Scientifique pour le Développement en Coopération, La Paz, Bolivia.

Jaarsma, N., S. De Boer, C. Townsend, R. Thompson, & E. Edwards, 1998. Characterising food-webs in two New Zealand streams. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research Taylor & Francis 32: 271–286.

Jackson, M. C., 2015. Interactions among multiple invasive animals. Ecology 96: 2035–2041.

Jellyman, P. G., P. A. McHugh, & A. R. McIntosh, 2014. Increases in disturbance and reductions in habitat size interact to suppress predator body size. Global Change Biology 20: 1550–1558.

Jennings, J. B., 1957. Studies on Feeding, Digestion, and Food Storage in Free-Living Flatworms (Platyhelminthes: Turbellaria). Biological Bulletin 112: 63–80.

Johnson, E. L., E. F. Abernethy, & J. C. Colón-Gaud, En revisión. Decreasing Richness And Biomass During A Flood Pulse Observed In A Southeastern US Coastal Floodplain Following A Multi-Year, Supra-Seasonal Drought.

Johnston, C. A., 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on surface water quality. Critical Reviews in Environmental Control 21: 491–565.

Junk, W. J., 2013. Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change. Aquatic Sciences 75: 113–131.

Junk, W. J., S. An, C. M. Finlayson, B. Gopal, J. Květ, S. A. Mitchell, W. J. Mitsch, & R. D. Robarts, 2013. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. Aquatic Sciences 75: 151–167.

Junker, B. H., & F. Schreiber (eds), 2008. Analysis of biological networks. Wiley-Interscience, Hoboken, N.J.

Justus, B. G., D. R. L. Burge, J. M. Cobb, T. D. Marsico, & J. L. Bouldin, 2016. Macroinvertebrate and diatom metrics as indicators of water-quality conditions in connected depression wetlands in the Mississippi Alluvial Plain. Freshwater Science 35: 1049–1061.

Kandus, P., P. Minotti, I. Fabricante, & C. Ramonell, 2017. Identificación y Delimitación de Regiones de Humedales de Argentina En Benzaquén, L., D. E. Blanco, R. Bo, P. Kandus, G. Lingua, P. Minotti, & R. Quintana (eds), Regiones de humedales de la Argentina. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Fundación Humedales/Wetlands International, Universidad Nacional de San Martín y Universidad de Buenos Aires, Argentina, 31–46.

Kandus, P., P. Minotti, & A. I. Malvárez, 2008. Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. Acta Scientiarum. Biological Sciences 30: 403–409.

Kassambara, A., 2017. Practical guide to principal component methods in R: PCA, M (CA), FAMD, MFA, HCPC, factoextra. STHDA.

Kassambara, A., & F. Mundt, 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. .

Keddy, P. A., 1983. Freshwater wetlands human-induced changes: Indirect effects must also be considered. Environmental Management 7: 299–302.

Kerfoot, W. C., & K. L. Kirk, 1991. Degree of taste discrimination among suspension-feeding cladocerans and copepods: Implications for detritivory and herbivory. Limnology and Oceanography 36: 1107–1123.

Kindt, R., & R. Coe, 2005. Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi (Kenya).

Klecka, J., & D. S. Boukal, 2012. Who Eats Whom in a Pool? A Comparative Study of Prey Selectivity by Predatory Aquatic Insects. PLoS ONE 7: e37741.

Kobayashi, T., D. S. Ryder, T. J. Ralph, D. Mazumder, N. Saintilan, J. Iles, L. Knowles, R. Thomas, & S. Hunter, 2011. Longitudinal spatial variation in ecological conditions in an in-channel floodplain river system during flow pulses. River Research and Applications 27: 461–472.

Krawczyk, A. C. de D. B., F. Matozo, & S. C. M. Calado, 2013. The influence of river flooding regime on food web and community structure of stream benthic invertebrates. Bioikos 27: 25–32.

Kundzewicz, Z. W., L. J. Mata, N. W. Arnell, P. Döll, B. Jimenez, K. Miller, T. Oki, Z. Şen, & I. Shiklomanov, 2008. The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. Hydrological Sciences Journal 53: 3–10.

Lacoul, P., & B. Freedman, 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. Environmental Reviews 14: 89–136.

Ladle, M., & J. Bass, 1981. Ecology of a small chalk stream and its responses to drying during drought conditions. Archiv fur Hydrobiologie.

Lahitte, H. B., J. A. Hurrell, K. Mehltreter, M. J. Belgrano, L. S. Jankowski, M. P. Haloua, & G. Canda, 2004. Biota Rioplatense I. Plantas de la costa: Nativas y exóticas. LOLA, Buenos Aires.

Lake, P. S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. Freshwater Biology 48: 1161–1172.

Lake, P. S., 2011. Drought and aquatic ecosystems: effects and responses. John Wiley & Sons.

Lamberti, G. A., S. A. Entrekin, N. A. Griffiths, & S. D. Tiegs, 2017. Coarse Particulate Organic Matter Methods in Stream Ecology. Elsevier: 55–69.

Lange, K., C. R. Townsend, & C. D. Matthaei, 2014. Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment?. Freshwater Biology 59: 2431–2446.

Lara, G., E. Parada, & S. Peredo, 2002. Alimentación y conducta alimentaria de la almeja de agua dulce *Diplodon chilensis* (Bivalvia: Hyriidae). Gayana (Concepción) SciELO Chile 66: 107–112.

Larned, S. T., T. Datry, & C. T. Robinson, 2007. Invertebrate and microbial responses to inundation in an ephemeral river reach in New Zealand: effects of preceding dry periods. Aquatic Sciences 69: 554–567.

Larson, D. M., D. DeJong, M. J. Anteau, M. J. Fitzpatrick, B. Keith, E. G. Schilling, & B. Thoele, 2022. High abundance of a single taxon (amphipods) predicts aquatic macrophyte biodiversity in prairie wetlands. Biodiversity and Conservation 31: 1073–1093.

Laterra, P., G. C. Booman, L. Picone, C. Videla, & M. E. Orúe, 2018. Indicators of nutrient removal efficiency for riverine wetlands in agricultural landscapes of Argentine Pampas. Journal of Environmental Management 222: 148–154.

Layer, K., A. G. Hildrew, & G. Woodward, 2013. Grazing and detritivory in 20 stream food webs across a broad pH gradient. Oecologia 171: 459–471.

Layer, K., J. O. Riede, A. G. Hildrew, & G. Woodward, 2010. Food Web Structure and Stability in 20 Streams Across a Wide pH Gradient Advances in Ecological Research. Elsevier: 265–299.

Lê, S., J. Josse, & F. Husson, 2008. FactoMineR: A Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software 25: 1–18.

Ledger, M. E., F. K. Edwards, L. E. Brown, A. M. Milner, & G. Woodward, 2011. Impact of simulated drought on ecosystem biomass production: an experimental test in stream mesocosms. Global Change Biology 17: 2288–2297.

Ledger, M. E., L. E. Brown, F. K. Edwards, A. M. Milner, & G. Woodward, 2013. Drought alters the structure and functioning of complex food webs. Nature Climate Change 3: 223–227.

Legendre, P., & E. D. Gallagher, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. Oecologia 129: 271–280.

Legendre, P., J. Oksanen, & C. J. F. ter Braak, 2011. Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. Methods in Ecology and Evolution 2: 269–277.

Lehman, P. W., T. Sommer, & L. Rivard, 2008. The influence of floodplain habitat on the quantity and quality of riverine phytoplankton carbon produced during the flood season in San Francisco Estuary. Aquatic Ecology 42: 363–378.

Leibowitz, S. G., P. J. Wigington, K. A. Schofield, L. C. Alexander, M. K. Vanderhoof, & H. E. Golden, 2018. Connectivity of Streams and Wetlands to Downstream Waters: An Integrated

Systems Framework. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 54: 298–322.

Licursi, M., N. Gómez, & S. Sabater, 2016. Effects of nutrient enrichment on epipelic diatom assemblages in a nutrient-rich lowland stream, Pampa Region, Argentina. Hydrobiologia 766: 135–150.

Liess, A., A. Le Gros, A. Wagenhoff, C. R. Townsend, & C. D. Matthaei, 2012. Landuse intensity in stream catchments affects the benthic food web: consequences for nutrient supply, periphyton C: nutrient ratios, and invertebrate richness and abundance. Freshwater Science 31: 813–824.

Lin, K.-J., & S.-P. Yo, 2008. The effect of organic pollution on the abundance and distribution of aquatic oligochaetes in an urban water basin, Taiwan. Hydrobiologia 596: 213–223.

López, I., & D. Rotger, 2020. Expansión urbana, humedales y evolución en los usos del suelo en el Gran La Plata. Biología Acuática 017.

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 de doctorado, Universidad Nacional de La Plata.

López van Oosterom, M. V., C. Ocon, L. C. Armendariz, & A. Rodrigues Capitulo, 2015. Structural and functional responses of the oligochaete and aeolosomatid assemblage in lowland streams: a one-way-pollution-modelled ecosystem. Journal of Limnology 74(3): 477–490.

López van Oosterom, M. V., C. S. Ocón, F. Brancolini, M. E. Maroñas, E. D. Sendra, & A. Rodrigues Capítulo, 2013. Trophic relationships between macroinvertebrates and fish in a pampean lowland stream (Argentina). Iheringia. Série Zoologia 103: 57–65.

López-van Oosterom, M. V., C. S. Ocon, A. C. Ferreira, & A. Rodrigues-Capitulo, 2016. Dieta de *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae) en su hábitat natural basada en análisis de contenidos digestivos e isótopos estables. Intropica 11: 73.

Mac Loughlin, T. M., L. Peluso, & D. J. G. Marino, 2017. Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina. Science of The Total Environment 598: 572–580.

Mackintosh, T. J., J. A. Davis, & R. M. Thompson, 2017. The effects of urbanization on trophic relationships in constructed wetlands. Freshwater Science 36: 138–150.

Magurran, A. E., & B. J. McGill (eds), 2011. Biological diversity: frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press Inc., New York.

Malacarne, T. J., M. T. Baumgartner, Y. Moretto, & É. A. Gubiani, 2016. Effects of Land Use on the Composition and Structure of Aquatic Invertebrate Community and Leaf Breakdown Process in Neotropical Streams: Effects of land use on aquatic invertebrates. River Research and Applications 32: 1958–1967.

Mangadze, T., R. J. Wasserman, P. W. Froneman, & T. Dalu, 2019. Macroinvertebrate functional feeding group alterations in response to habitat degradation of headwater Austral streams. Science of The Total Environment 695: 133910.

Marchese, M. R., M. Saigo, F. L. Zilli, S. Capello, M. Devercelli, L. Montalto, G. Paporello, & K. M. Wantzen, 2014. Food webs of the Paraná River floodplain: Assessing basal sources using stable carbon and nitrogen isotopes. Limnologica 46: 22–30.

Marrochi, M. N., L. Hunt, M. Solis, A. M. Scalise, S. L. Fanelli, C. Bonetto, & H. Mugni, 2021. Land-use impacts on benthic macroinvertebrate assemblages in pampean streams (Argentina). Journal of Environmental Management 279: 111608.

Matteucci, S. D., 2012. Ecorregión Pampa Ecorregiones y complejos Ecosistémicos de Argentina. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina: 391–445.

Matteucci, S. D., & J. Morello, 2009. Environmental consequences of exurban expansion in an agricultural area: the case of the Argentinian Pampas ecoregion. Urban Ecosystems 12: 287–310.

Matteucci, S. D., & A. F. Rodríguez, 2017. La vegetación de la Argentina. 26.

McHugh, P. A., A. R. McIntosh, & P. G. Jellyman, 2010. Dual influences of ecosystem size and disturbance on food chain length in streams: Stream size and disturbance effects on food webs. Ecology Letters 13: 881–890.

McKay, S. F., & A. J. King, 2006. Potential ecological effects of water extraction in small, unregulated streams. River Research and Applications 22: 1023–1037.

Mereta, S. T., P. Boets, L. De Meester, & P. L. M. Goethals, 2013. Development of a multimetric index based on benthic macroinvertebrates for the assessment of natural wetlands in Southwest Ethiopia. Ecological Indicators 29: 510–521.

Mereta, S. T., L. De Meester, P. Lemmens, W. Legesse, P. L. M. Goethals, & P. Boets, 2020. Sediment and Nutrient Retention Capacity of Natural Riverine Wetlands in Southwest Ethiopia. Frontiers in Environmental Science 8: 122.

Merrit, R. W., K. W. Cummins, & M. B. Berg, 2008. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.

Merritt, R. W., K. W. Cummins, & M. B. Berg, 2017. Trophic Relationships of Macroinvertebrates Methods in Stream Ecology, Volume 1. Elsevier: 413–433.

Milly, P. C. D., K. A. Dunne, & A. V. Vecchia, 2005. Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. Nature 438: 347–350.

Miserendino, M. L., & C. I. Masi, 2010. The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. Ecological indicators Elsevier 10: 311–319.

Mitra, S., R. Wassmann, & P. L. Vlek, 2003. Global inventory of wetlands and their role in the carbon cycle.

Mitsch, W. J., & J. G. Gosselink, 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. Ecological Economics 35: 25–33.

Mitsch, W. J., & J. G. Gosselink, 2015. Wetlands. John Wiley and Sons, Inc, Hoboken, NJ.

Mitsch, W. J., & S. E. Jørgensen, 2003. Ecological engineering: A field whose time has come. Ecological Engineering 20: 363–377.

Moens, T., W. Traunspurger, M. Bergtold, & others, 2006. Feeding ecology of free-living benthic nematodes. Freshwater Nematodes. Ecology and Taxonomy. CAB International Publishing 105–131.

Molina, M. C., C. A. Roa-Fuentes, J. O. Zeni, & L. Casatti, 2017. The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural streams. Limnologica 65: 14–21.

Montoya, J. M., S. L. Pimm, & R. V. Solé, 2006. Ecological networks and their fragility. Nature 442: 259–264.

Montoya, J. M., G. Woodward, M. C. Emmerson, & R. V. Solé, 2009. Press perturbations and indirect effects in real food webs. Ecology 90: 2426–2433.

Mor, J.-R., A. Ruhí, E. Tornés, H. Valcárcel, I. Muñoz, & S. Sabater, 2018. Dam regulation and riverine food-web structure in a Mediterranean river. Science of The Total Environment 625: 301–310.

Morello, J., & S. Matteucci, 1997. El modelo agrícola del Núcleo Maicero como sistema complejo. En: J. Morello y OT Solbrig (compiladores) Argentina granero del mundo: hasta cuándo 201–231.

Mugni, H., A. Paracampo, & C. Bonetto, 2013. Nutrient Concentrations in a Pampasic First Order Stream with Different Land Uses in the Surrounding Plots (Buenos Aires, Argentina). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 91: 391–395.

Muñoz, I., A. M. Romaní, A. Rodrigues Capítulo, J. Gonzáles Esteban, & E. García Berthou, 2009. Relaciones tróficas en el ecosistema fluvial En Elosegi, A., & S. Sabater (eds), Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA, Bilbao: 347–366.

Muñoz, M. A., 2007. Redescripción y algunos aspectos ecológicos de *Girardia tigrina*, *G. cameliae* y *G. paramensis* (Dugesiidae, Tricladida) en Antioquia, Colombia. Revista Mexicana de Biodiversidad 11.

Neiff, J. J., 2001. Humedales de la Argentina: sinopsis, problemas y perspectivas futuras En Cirelli, A. F. (ed), El Agua en Iberoamerica, Funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura. CYTED, Argentina: 83–112.

Nicolosi Gelis, M. M., J. Cochero, D. E. Bauer, & N. Gómez, En prensa. Algal recolonization following an extraordinary drought in permanent lowland streams. Ecología Austral.

Nielsen, J. M., E. L. Clare, B. Hayden, M. T. Brett, & P. Kratina, 2018. Diet tracing in ecology: Method comparison and selection. Methods in Ecology and Evolution 9: 278–291.

Nikolakopoulou, M., Argerich, A., Bernal, S., Gacia, E., Ribot, M., Martí, E., Sorolla A., & F. Sabater, 2020. Effect of three emergent macrophyte species on nutrient retention in aquatic environments under excess nutrient loading. Environmental Science & Technology 54: 15376–15384.

Nilsson, C., L. E. Polvi, J. Gardeström, E. M. Hasselquist, L. Lind, & J. M. Sarneel, 2015. Riparian and in-stream restoration of boreal streams and rivers: success or failure?. Ecohydrology 8: 753–764.

Noe, G. B., & C. R. Hupp, 2009. Retention of Riverine Sediment and Nutrient Loads by Coastal Plain Floodplains. Ecosystems 12: 728–746.

Ocon, C., M. V. L. Oosterom, M. I. Muñoz, & A. Rodrigues Capítulo, 2013. Macroinvertebrate trophic responses to nutrient addition in a temperate stream in South America. Fundamental and Applied Limnology 182: 17–30.

Ocon, C. S., & A. Rodrigues Capítulo, 2012. Assessment of water quality in temperate-plain streams (Argentina, South America) using a multiple approach. Ecología Austral 11.

O'Gorman, E. J., J. E. Fitch, & T. P. Crowe, 2012. Multiple anthropogenic stressors and the structural properties of food webs. Ecology 93: 441–448.

Ohba, S., 2018. Ecology of giant water bugs (Hemiptera: Heteroptera: Belostomatidae): Ecology of giant water bugs. Entomological Science 22: 6–20.

Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs, & H. Wagner, 2019. vegan: Community Ecology Package. .

Ortega, M., J. Velasco, A. Millán, & C. Guerrero, 2004. An Ecological Integrity Index for Littoral Wetlands in Agricultural Catchments of Semiarid Mediterranean Regions. Environmental Management 33: 412–430.

Paracampo, A., N. Marrochi, I. García, T. Maiztegui, P. Carriquiriborde, C. Bonetto, & H. Mugni, 2020. Fish Assemblages in Pampean Streams (Buenos Aires, Argentina): Relationship to Abiotic and Anthropic Variables. Anais da Academia Brasileira de Ciências 92: e20190476.

Parreira de Castro, D. M., D. Reis de Carvalho, P. dos S. Pompeu, M. Z. Moreira, G. B. Nardoto, & M. Callisto, 2016. Land Use Influences Niche Size and the Assimilation of Resources by Benthic Macroinvertebrates in Tropical Headwater Streams. PLOS ONE 11: e0150527.

Pascual, M., & J. A. Dunne (eds), 2006. Ecological networks: linking structure to dynamics in food webs. Oxford University Press, Oxford, New York.

Paz, L. E., 2019. El rol de las macrófitas y los invertebrados para el diagnóstico y la rehabilitación de los sistemas lóticos pampeanos. Tesis de doctorado, Universidad Nacional de La Plata.

Peiró, D. F., & G. F. D. Amaral, 2015. Structure community of aquatic insects associated with different macrophytes in ornamental lakes in a savanna region, Southeastern Brazil, 10.

Penalba, O. C., & J. A. Rivera, 2013. Future Changes in Drought Characteristics over Southern South America Projected by a CMIP5 Multi-Model Ensemble. American Journal of Climate Change 02: 173–182.

Perkins, D. M., Reiss, J., Yvon-Durocher, G., & G. Woodward, 2010. Global change and food webs in running waters. Hydrobiologia 657: 181–198.

Pintos, P., 2018. Extractivismo inmobiliario y conflictividades socio-ambientales en humedales urbanos, 10.

Pocock, M. J. O., D. M. Evans, C. Fontaine, M. Harvey, R. Julliard, Ó. McLaughlin, J. Silvertown, A. Tamaddoni-Nezhad, P. C. L. White, & D. A. Bohan, 2016. The Visualisation of Ecological Networks, and Their Use as a Tool for Engagement, Advocacy and Management Advances in Ecological Research. Elsevier: 41–85.

Poi, A. S. G., L. I. Gallardo, S. L. Casco, L. M. Sabater, & B. Úbeda, 2021. Influence of Macrophyte Complexity and Environmental Variables on Macroinvertebrate Assemblages Across a Subtropical Wetland System. Wetlands 41: 105.

Poinar Jr., G. O., 2010. Nematoda and nematomorpha Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Elsevier 237–276.

Post, D. M., M. W. Doyle, J. L. Sabo, & J. C. Finlay, 2007. The problem of boundaries in defining ecosystems: A potential landmine for uniting geomorphology and ecology. Geomorphology 89: 111–126.

Post, D. M., M. L. Pace, & N. G. Hairston, 2000. Ecosystem size determines food-chain length in lakes. Nature 405: 1047–1049.

Postel, S. L., 2000. Entering an era of water scarcity: the challenges ahead. Ecological Applications 10: 941–948.

Price, E. L., M. Sertić Perić, G. Q. Romero, & P. Kratina, 2019. Land use alters trophic redundancy and resource flow through stream food webs. Journal of Animal Ecology 88: 677–689.

R Core Team, 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, https://www.R-project.org/.

Raikow, D. F., & S. K. Hamilton, 2001. Bivalve diets in a midwestern U.S. stream: A stable isotope enrichment study. Limnology and Oceanography 46: 514–522.

Ramsar Convention Bureau, 2001. Wetlands values and functions. Gland, Switzerland.

Ramsar Convention Secretariat, 2010. Designating ramsar sites: strategic framework and guidelines for the future development of the list of wetland for international importance. Gland, Switzerland.

Reddy, K. R., R. H. Kadlec, E. Flaig, & P. M. Gale, 1999. Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 29: 83–146.

Reid, J. W., & C. E. Williamson, 2010. Copepoda En Thorp, J. H., & A. P. Covich (eds), Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press: 829–899.

Rejmankova, E., 2011. The role of macrophytes in wetland ecosystems. Journal of Ecology and Environment 34: 333–345.

Ringuelet, R. A., 1962. Ecología acuática continental. Manual de EUDEBA, Buenos Aires, Argentina.

Robinson, C. T., U. Uehlinger, & M. T. Monaghan, 2003. Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. Aquatic Sciences - Research Across Boundaries 65: 210–222.

Robinson, C. T., U. Uehlinger, & M. T. Monaghan, 2004. Stream ecosystem response to multiple experimental floods from a reservoir. River Research and Applications 20: 359–377.

Robson, B. J., R. E. Lester, D. S. Baldwin, N. R. Bond, R. Drouart, R. J. Rolls, D. S. Ryder, & R. M. Thompson, 2017. Modelling food-web mediated effects of hydrological variability and environmental flows. Water Research 124: 108–128.

Roche, L. M., L. Kromschroeder, E. R. Atwill, R. A. Dahlgren, & K. W. Tate, 2013. Water Quality Conditions Associated with Cattle Grazing and Recreation on National Forest Lands. PLoS ONE 8: e68127.

Rodrigues Capítulo, A., 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 58: 208–217.

Rodrigues Capítulo, A., L. Armendáriz, A. Siri, P. Altieri, C. Ocon, B. Cortese, L. Rodríguez Catanzaro, J. P. Zanotto Arpellino, M. Rodríguez, & M. Donato, 2020a. Caracterización estructural y funcional de los macroinvertebrados en los bañados de desborde fluvial del área pampeana. Biología Acuática 015.

Rodrigues Capítulo, A., I. Muñoz, N. Bonada, A. Gaudes, & S. Tomanova, 2009. La biota de los ríos: los invertebrados En Elosegi, A., & S. Sabater (eds), Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA, Bilbao: 252–270.

Rodrigues Capítulo, A., C. S. Ocon, & M. Tangorra, 2004. Una visión bentónica de arroyos y ríos pampeanos. Biología Acuática 21.

Rodrigues Capítulo, A., M. Tangorra, & C. Ocon, 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. Aquatic Ecology 35: 109–119.

Rodrigues Capítulo, L., E. Kruse, & N. Gómez, 2020b. Los bañados de desborde fluvial: una mirada desde la geohidrología. Biología Acuática 011.

Rolls, R. J., D. S. Baldwin, N. R. Bond, R. E. Lester, B. J. Robson, D. S. Ryder, R. M. Thompson, & G. A. Watson, 2017. A framework for evaluating food-web responses to hydrological manipulations in riverine systems. Journal of Environmental Management 203: 136–150.

Rooney, N., & K. S. McCann, 2012. Integrating food web diversity, structure and stability. Trends in Ecology & Evolution 27: 40–46.

Rosi-Marshall, E. J., H. A. Wellard Kelly, R. O. Hall, & K. A. Vallis, 2016. Methods for quantifying aquatic macroinvertebrate diets. Freshwater Science 35: 229–236.

Rotger, D., & I. López, 2019. El paisaje detrás de las diagonales. Vínculos entre arroyos y urbanización en la ciudad de La Plata. Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Arquitectura y Urbanismo; Estudios del Hábitat 17: 1–16.

RStudio Team, 2020. RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC., Boston, MA, http://www.rstudio.com/.

Rubio, G., R. S. Lavado, & F. X. Pereyra (eds), 2019. The Soils of Argentina. Springer International Publishing, Cham.

Ruiz-Picos, R. A., J. E. Sedeño-Díaz, & E. López-López, 2016. Aquatic macroinvertebrates assemblages related to diverse land uses in the Apatlaco and Chalma-Tembembe rivers (Balsas basin), Mexico. Hidrobiológica 26: 443–458.

Ryder, D. S., R. J. Watts, E. Nye, & A. Burns, 2006. Can flow velocity regulate epixylic biofilm structure in a regulated floodplain river?. Marine and Freshwater Research 57: 29.

Sabo, J. L., J. C. Finlay, T. Kennedy, & D. M. Post, 2010. The Role of Discharge Variation in Scaling of Drainage Area and Food Chain Length in Rivers. Science 330: 965–967.

Salimi, S., S. A. A. A. N. Almuktar, & M. Scholz, 2021. Impact of climate change on wetland ecosystems: A critical review of experimental wetlands. Journal of Environmental Management 286: 112160.

Sánchez-Carmona, R., L. Encina, A. Rodríguez-Ruiz, M. V. Rodríguez-Sánchez, & C. Granado-Lorencio, 2012. Food web structure in Mediterranean streams: exploring stabilizing forces in these ecosystems. Aquatic Ecology 46: 311–324.

Sarandón, S. J., 2002. La agricultura como actividad transformadora del ambiente. El Impacto de la Agricultura intensiva de la Revolución Verde En Sarandón, S. J. (ed), Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable. Ediciones Científicas Americanas, La Plata, Argentina: 23–48.

Sarandón, S. J., C. C. Flores, E. Abbona, M. J. Iermanó, M. L. Blandi, M. Oyhamburu, & M. Presutti, 2013. Análisis del uso de agroquímicos asociado a las actividades agropecuarias de la Provincia de Buenos Aires Relevamiento de la utilización de Agroquímicos en la Provincia

de Buenos Aires – Mapa de Situación e incidencias sobre la salud. Defensoría del Pueblo de la Provincia de Buenos Aires.

Schmid-Araya, J. M., P. E. Schmid, A. Robertson, J. Winterbottom, C. Gjerlov, & A. G. Hildrew, 2002. Connectance in stream food webs. Journal of Animal Ecology 71: 1056–1062.

Schmutzer, A. C., M. J. Gray, E. C. Burton, & D. L. Miller, 2008. Impacts of cattle on amphibian larvae and the aquatic environment. Freshwater Biology 53: 2613–2625.

Schoener, T. W., 1989. Food webs from the small to the large. Ecology 70: 1559–1589.

Schofield, K. A., L. C. Alexander, C. E. Ridley, M. K. Vanderhoof, K. M. Fritz, B. C. Autrey, J. E. DeMeester, W. G. Kepner, C. R. Lane, S. G. Leibowitz, & A. I. Pollard, 2018. Biota Connect Aquatic Habitats throughout Freshwater Ecosystem Mosaics. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 54: 372–399.

Schrama, M., S. H. Barmentlo, E. R. Hunting, R. S. P. van Logtestijn, M. G. Vijver, & P. M. van Bodegom, 2017. Pressure-Induced Shifts in Trophic Linkages in a Simplified Aquatic Food Web. Frontiers in Environmental Science 5: 75.

Servicio Meteorológico Nacional, 2021. Información diaria de temperatura y precipitaciones de las estaciones meteorológicas del Servicio Meteorológico Nacional. https://www.smn.gob.ar/descarga-de-datos.

Shannon, C. E., & W. Weaver, 1949. The mathematical theory of communication. University of illinois Press, Chicago.

Shieh, S.-H., J. V. Ward, & B. C. Kondratieff, 2002. Energy flow through macroinvertebrates in a polluted plains stream. Journal of the North American Benthological Society 21: 660–675.

Sileshi, A., A. Awoke, A. Beyene, I. Stiers, & L. Triest, 2020. Water Purifying Capacity of Natural Riverine Wetlands in Relation to Their Ecological Quality. Frontiers in Environmental Science 8: 39.

Sim, L. L., J. A. Davis, K. Strehlow, M. McGuire, K. M. Trayler, S. Wild, P. J. Papas, & J. O'Connor, 2013. The influence of changing hydroregime on the invertebrate communities of temporary seasonal wetlands. Freshwater Science 32: 327–342.

Smith, A. J., & L. D. Delorme, 2010. Ostracoda Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Elsevier: 725–771.

Smith, R. L., 1980. Ecology and field biology. Harper and Row, New York.

Solis, M., M. Arias, S. Fanelli, C. Bonetto, & H. Mugni, 2019. Agrochemicals' effects on functional feeding groups of macroinvertebrates in Pampas streams. Ecological Indicators 101: 373–379.

Solis, M., C. Bonetto, N. Marrochi, A. Paracampo, & H. Mugni, 2018. Aquatic macroinvertebrate assemblages are affected by insecticide applications on the Argentine Pampas. Ecotoxicology and Environmental Safety 148: 11–16.

Solis, M., N. Cappelletti, C. Bonetto, M. Franco, S. Fanelli, J. Amalvy, & H. Mugni, 2021. Attenuation of insecticide impact by a small wetland in a stream draining a horticultural basin in Argentina. Science of The Total Environment 785: 147317.

Solís, M. L., 2017. Impacto de agroquímicos en arroyos de cuencas rurales. Tesis de doctorado, Universidad Nacional de La Plata.

Solis, M., H. Mugni, S. Fanelli, & C. Bonetto, 2017. Effect of agrochemicals on macroinvertebrate assemblages in Pampasic streams, Buenos Aires, Argentina. Environmental Earth Sciences 76: 180.

Solis, M., H. Mugni, L. Hunt, N. Marrochi, S. Fanelli, & C. Bonetto, 2016. Land use effect on invertebrate assemblages in Pampasic streams (Buenos Aires, Argentina). Environmental Monitoring and Assessment 188: 539.

Sponseller, R. A., E. F. Benfield, & H. M. Valett, 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities: Influences of land use on stream macroinvertebrates. Freshwater Biology 46: 1409–1424.

Sroczyńska, K., T. J. Williamson, M. Claro, J. A. González-Pérez, P. Range, T. Boski, & L. Chícharo, 2020. Food web structure of three Mediterranean stream reaches along a gradient of anthropogenic impact. Hydrobiologia 847: 2357–2375.

Stanley, E. H., D. L. Buschman, A. J. Boulton, N. B. Grimm, & S. G. Fisher, 1994. Invertebrate Resistance and Resilience to Intermittency in a Desert Stream. American Midland Naturalist 131: 288.

Statzner, B., & L. A. Bêche, 2010a. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems?. Freshwater Biology 55: 80–119.

Statzner, B., & L. A. Bêche, 2010b. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems?. Freshwater Biology 55: 80–119.

Steinman, A. D., J. Conklin, P. J. Bohlen, & D. G. Uzarski, 2003. Influence of cattle grazing and pasture land use on macroinvertebrate communities in freshwater wetlands. Wetlands 23: 877–889.

Strokal, M., L. Ma, Z. Bai, S. Luan, C. Kroeze, O. Oenema, G. Velthof, & F. Zhang, 2016. Alarming nutrient pollution of Chinese rivers as a result of agricultural transitions. Environmental Research Letters 11: 024014.

Stubbington, R., 2012. The hyporheic zone as an invertebrate refuge: a review of variability in space, time, taxa and behaviour. Marine and Freshwater Research 63: 293.

Suren, A. M., B. J. F. Biggs, M. J. Duncan, L. Bergey, & P. Lambert, 2003. Benthic community dynamics during summer low-flows in two rivers of contrasting enrichment 2. Invertebrates. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 37: 71–83.

Tamaris-Turizo, C. E., G. A. Pinilla-A, & I. Muñoz, 2018. Trophic network of aquatic macroinvertebrates along an altitudinal gradient in a Neotropical mountain river. Revista Brasileira de Entomologia 62: 180–187.

Tarda, A. S., M. C. N. Saparrat, & N. Gómez, 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.

Tarr, T. L., M. J. Baber, & K. J. Babbitt, 2005. Macroinvertebrate community structure across a wetland hydroperiod gradient in southern New Hampshire, USA. Wetlands Ecology and Management 13: 321–334.

Thomaz, S. M., & E. R. da Cunha, 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. Acta Limnologica Brasiliensia 22: 218–236.

Thompson, R. M., U. Brose, J. A. Dunne, R. O. Hall, S. Hladyz, R. L. Kitching, N. D. Martinez, H. Rantala, T. N. Romanuk, D. B. Stouffer, & J. M. Tylianakis, 2012. Food webs: reconciling the structure and function of biodiversity. Trends in Ecology & Evolution 27: 689–697.

Thompson, R. M., & C. R. Townsend, 2005. Food-web topology varies with spatial scale in a patchy environment. Ecology 86: 1916–1925.

Tockner, K., & J. A. Stanford, 2002. Review of: Riverine Flood Plains: Present State and Future Trends. Biological Sciences Faculty Publications 166: 24.

Tomanova, S., E. Goitia, & J. Helešic, 2006. Trophic Levels and Functional Feeding Groups of Macroinvertebrates in Neotropical Streams. Hydrobiologia 556: 251–264.

Trepel, M., & L. Palmeri, 2002. Quantifying nitrogen retention in surface flow wetlands for environmental planning at the landscape-scale. Ecological Engineering 19: 127–140.

Tylianakis, J. M., T. Tscharntke, & O. T. Lewis, 2007. Habitat modification alters the structure of tropical host–parasitoid food webs. Nature 445: 202–205.

United States Environmental Protection Agency, 2015. Connectivity of Streams and Wetlands To Downstream Waters: A Review and Synthesis of the Scientific Evidence (Final Report). USEPA, Washington, DC,EPA/600/R-14/475F 408.

United States Environmental Protection Agency, 2016. National Wetland Condition Assessment 2016: Field Operations Manual. EPA-843-R-15-007, USEPA, Washington D.C.

van Asselen, S. van, P. H. Verburg, J. E. Vermaat, & J. H. Janse, 2013. Drivers of Wetland Conversion: a Global Meta-Analysis. PLoS ONE 8: e81292.

Vasquez, A. A., O. Mohiddin, Z. Li, B. L. Bonnici, K. Gurdziel, & J. L. Ram, 2021. Molecular diet studies of water mites reveal prey biodiversity. PLoS ONE 16: e0254598.

Vautz, W., 2021. Freshwater wetlands provide significant support to the aquatic food web. African Journal of Ecology and Ecosystems 8: 001–002.

Verhoeven, J., B. Arheimer, C. Yin, & M. Hefting, 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. Trends in Ecology & Evolution 21: 96–103.

Villalobos, M. J., & E. J. González, 2006. Estudios sobre la biología y ecología de *Ceriodaphnia cornuta* SARS: Una revisión. Interciencia Asociación Interciencia 31: 351–357.

Wang, X., 2001. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. Journal of Environmental Management 61: 25–36.

Wantzen, K. M., & W. J. Junk, 2000. The importance of stream-wetland-systems for biodiversity: a tropical perspective. Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation 11–34.

Ward, J. V., K. Tockner, D. B. Arscott, & C. Claret, 2002. Riverine landscape diversity: Riverine landscape diversity. Freshwater Biology 47: 517–539.

Warfe, D. M., L. A. Barmuta, & S. Wotherspoon, 2008. Quantifying habitat structure: surface convolution and living space for species in complex environments. Oikos 117: 1764–1773.

Weigelhofer, G., M. Brauns, D. Gilvear, G. Haidvogl, & T. Hein, 2021. Riverine landscapes: Challenges and future trends in research and management. River Research and Applications 37: 119–122.

Williams, D. D., 2006. The biology of temporary waters. Oxford University Press.

Williams, R. J., 2010. Network3D Software. Microsoft Research, Cambridge, UK. .

Williams, R. J., & N. D. Martinez, 2000. Simple rules yield complex food webs. Nature 404: 180–183.

Windsor, F. M., M. G. Pereira, C. R. Tyler, & S. J. Ormerod, 2019. Persistent contaminants as potential constraints on the recovery of urban river food webs from gross pollution. Water Research 163: 114858.

Winemiller, K. O., 2004. Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries. Citeseer: 285–309.

Wissinger, S. A., A. J. Klemmer, A. Braccia, B. M. Bush, & D. P. Batzer, 2021. Relationships between macroinvertebrates and detritus in freshwater wetlands. Freshwater Science The University of Chicago Press Chicago, IL 40: 681–698.

Wood, & Armitage, 2004. The response of the macroinvertebrate community to low-flow variability and supra-seasonal drought within a groundwater dominated stream. Archiv für Hydrobiologie 161: 1–20.

Wood, P. J., & G. E. Petts, 1999. The influence of drought on chalk stream macroinvertebrates. Hydrological Processes 13: 387–399.

Woodward, G., M. O. Gessner, P. S. Giller, V. Gulis, S. Hladyz, A. Lecerf, B. Malmqvist, B. G. McKie, S. D. Tiegs, H. Cariss, M. Dobson, A. Elosegi, V. Ferreira, M. A. S. Graca, T. Fleituch, J. O. Lacoursiere, M. Nistorescu, J. Pozo, G. Risnoveanu, M. Schindler, A. Vadineanu, L. B.-M. Vought, & E. Chauvet, 2012. Continental-Scale Effects of Nutrient Pollution on Stream Ecosystem Functioning. Science 336: 1438–1440.

Woodward, G., & A. G. Hildrew, 2002. Food web structure in riverine landscapes: Riverine food webs. Freshwater Biology 47: 777–798.

Wu, H., K. Lu, X. Lyu, & Z. Xue, 2019. A Macroinvertebrate Multimetric Index for the Bioassessment of Wetlands Adjacent to Agriculture Fields in the Sanjiang Plain, China. Chinese Geographical Science 29: 974–984.

Yoon, I., R. Williams, E. Levine, S. Yoon, J. Dunne, & N. Martinez, 2004. Webs on the Web (WOW): 3D visualization of ecological networks on the WWW for collaborative research and education. Proc. SPIE 5295, Visualization and Data Analysis.

Yule, C. M., L. Boyero, & R. Marchant, 2010. Effects of sediment pollution on food webs in a tropical river (Borneo, Indonesia). Marine and Freshwater Research 61: 204.

Zanotti, C., & N. Gómez, 2020. Plantas vasculares que habitan los bañados de desborde fluvial del área periurbana de la ciudad de La Plata. Biología Acuática 012.

Zedler, J. B., 2003. Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. Frontiers in Ecology and the Environment 1: 65–72.

Zedler, J. B., & S. Kercher, 2005. Wetland Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. Annual Review of Environment and Resources 30: 39–74.

Zou, Y., L. Wang, Z. Xue, M. E, M. Jiang, X. Lu, S. Yang, X. Shen, Z. Liu, G. Sun, & X. Yu, 2018. Impacts of Agricultural and Reclamation Practices on Wetlands in the Amur River Basin, Northeastern China. Wetlands 38: 383–389.

Zuur, A. F., & E. N. Ieno, 2016. A protocol for conducting and presenting results of regression-type analyses. Methods in Ecology and Evolution 7: 636–645.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, & C. S. Elphick, 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. Methods in Ecology and Evolution 1: 3–14.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, & G. M. Smith, 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer New York, New York.

Anexos

Tabla A1 Estimaciones tróficas a partir de la bibliografía de aquellos grupos taxonómicos de los cuales no se analizó el contenido digestivo.

TAXÓN	Ítems alimentarios	Técnica	Bibliografía consultada
Nematoda	fungi, cianobacterias, euglenóideos, diatomeas, clorofitas	biblio	Poinar Jr. (2010)
Girardia sp.	copépodos, ostrácodos, cladóceros, rotíferos, oligoquetos, hirudineos, anfípodos, larvas de efemeropteros y dipteros	biblio	Jennings (1957), Muñoz (2007)
Oligochaeta	detrito, diatomeas, fungi, clorofitas, restos animales, larva nauplio, ostrácodos, cladóceros	dieta	López van Oosterom (2014)
Helobdella sp.	anfípodos, planorbidos, oligoquetos, hirudineos	biblio	Davies et al. (1997)
Sphaeridae (*Pisidium* sp., *Musculium* sp., *Eupera* sp.)	detrito, diatomeas, clorofitas	isótopos estables	Raikow & Hamilton (2001)
Diplodon sp.	detrito, diatomeas, clorofitas, cianobacterias	dieta	Lara et al. (2002), López van Oosterom (2014)
Hydrachnidae	quironómidos, culicidos, oligoquetos, ostrácodos, copépodos y cladóceros	bilbio y ADN	de Ferradás & Fernández (2009), Di Sabatino et al. (2000), Vasquez et al. (2021)
Cyprididae	detrito, diatomeas, fungi	bilbio	Smith & Delorme (2010)
Cladocera	detrito, diatomeas, clorofitas	bilbio	Dodson et al. (2010), Kerfoot & Kirk (1991), Villalobos & González (2006)
Ciclopoidea	clorofitas, cianobacterias, rotíferos, copépodos, ostrácodos, nematodes, oligoquetos, larvas de quironómidos y culícidos	bilbio	Fryer (1957), Reid & Williamson (2010)
Entomobryidae	detrito, fungi y cianobacterias	bilbio	DeWalt et al. (2010)
Sminthuridae	detrito, fungi y cianobacterias	bilbio	DeWalt et al. (2010)
Poduridae	detrito, fungi y cianobacterias	bilblio	DeWalt et al. (2010)
Notonecta sp.	cladóceros y larvas de mosquitos (culicidos y quironómidos)	biblio	Barbosa & Rodrigues (2015),Klecka & Boukal (2012)
Belostoma sp.	cladóceros, copépodos, larvas de mosquitos (culicidos y quironómidos), anfípodos y Biomphalaria	biblio	Ohba (2018)
Enitharoides sp.	cladóceros y larvas de mosquitos (culicidos y quironómidos)	bilbio	Barbosa & Rodrigues (2015)

Neoplea sp.	oligoquetos, cladóceros, copépodos y larvas de dipteros	bilbio	Barbosa & Rodrigues (2015)
Paraplea sp.	oligoquetos, cladóceros, copépodos y larvas de dipteros	bilbio	Barbosa & Rodrigues (2015)
Velidae sp.	cladóceros y larvas de mosquitos (culicidos y quironómidos)	bilbio	Barbosa & Rodrigues (2015)
Ranatra sp.	oligoquetos, cladóceros, copépodos y larvas de dipteros	bilbio	Barbosa & Rodrigues (2015)

Tabla A2 Abundancia relativa de ítems alimentarios hallados en cada taxón por sitio de muestreo. Bac: Bacillariophyceae, Det: detrito, ResVeg: restos vegetales, ResAni: restos animales indeterminados, Chi: Chironomidae, Oli: Oligochaeta, Fun: Fungi, Chl: Chlorophyta, Cha: Charophyta, Cya: Cyanophyta, Eug: Euglenophyta, Rot: Rotifera, Cop: Copepoda, Cla: Cladocera, Ost: Ostracoda, Nau: Larva nauplii, Nem: Nematoda, Aca: Acari, Pla: Planaria, Cae: Caenis, Hem: Hemiptera, Col: Collembola, N°: número de ejemplares analizados. (A): Adulto, (L) Larva.

Carnaval	**Bac**	**Det**	**ResVeg**	**ResAni**	**Chi**	**Oli**	**Fun**	**Chl**	**Cha**	**Cya**	**Eug**	**Rot**	**Cop**	**Cla**	**Ost**	**Nau**	**Nem**	**Aca**	**Pla**	**Cae**	**Hem**	**Col**	**N°**
Tramo Bañado																							
sep-17/oct-17																							
Heleobia parchappii	25,13	68,52	5,05	0	0	0	0,8	0	0	0,2	0	0,29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Pomacea canaliculata	5,41	31,18	53,21	8,77	0	0	0	1,43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Drepanotrema sp.	0	99,51	0	0	0	0	0,49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Hyallela curvispina	9,19	82,58	3,07	0,01	1,39	0,02	0,61	0	0	0	0	2,81	0,32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
Coenagrionidae	1,75	13,14	0	5,32	14,83	7,3	0	0,4	0	0	0	0	49,82	1,44	0	0,45	0	0	0	5,54	0	0	2
Americabaetis sp.	34,68	57,73	5,18	0	0	0	0,88	1,52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Caenis sp.	2,79	86,42	0	0	0	0	3,12	7,67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Enochrus sp.	0	97,15	0	0	0	0	2,85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Chironomidae	6,16	58,83	11,92	0	0	0	2,43	0,06	0	0,02	0	20,33	0	0	0	0	0	0,26	0	0	0	0	35
Ceratopogonidae	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Tipulidae	2,53	4,25	90,07	0	0	0	0,22	2,94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
mar-18																							
Pomacea canaliculata	2,58	40,06	56,95	0,01	0	0	0,39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Drepanotrema sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Hyallela curvispina	0,11	72,19	27,11	0	0	0	0,58	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Chironomidae	6,22	80,28	12,95	0	0	0	0,56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Dolichopodidae	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tramo Pre-bañado																							
Heleobia parchappii	9,89	75,84	13,89	0	0	0	0	0	0	0,39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Pomacea canaliculata	11,4	5,99	82,61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Uncancylus concentricus	32,55	66,53	0,92	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Hyallela curvispina	3,46	81,96	12,28	0	0	0	0,03	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,15	0	0	0	0	10
Coenagrionidae	2,65	23,6	0	0	0	5,34	0	0,53	0	0	0	0	67,88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Enochrus sp.	27,16	72,84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Liodessus sp.	0	29,33	1,73	27,85	41	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Chironomidae	0,6	99,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Tipulidae	4,95	21,94	73,08	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Tramo Post-bañado																							
Heleobia parchappii	28,34	59,82	8,37	0	0	0	0,06	3,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Pomacea canaliculata	16,67	18,06	65,23	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Drepanotrema sp.	0,49	99,51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Uncancylus concentricus	24,6	71,49	1,29	0	0	0	1,81	0	0	0	0,81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Hyallela curvispina	0,72	61,04	37,2	0	0	0	0,08	0,95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Coenagrionidae	0,84	2,68	0	10,64	27,54	9,26	0	0,28	0	0	0	0	31,77	2,89	0	0,9	0	2,11	0	11,09	0	0	11
Rhionaeschna sp.	0	9,94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	40,06	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Americabaetis sp.	6,34	88,84	4,32	0	0	0	0,1	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Caenis sp.	2,83	81,65	5,23	0,35	0	0	0,47	9,38	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Enochrus sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Liodessus sp.	0	39,25	0	0	32,55	0	0	0	0	0	0	0	10,9	0	0	0	0	17,3	0	0	0	0	3
Chironomidae	1,86	88,05	9,58	0	0	0	0,03	0,48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
Tipulidae	2,62	10,36	87,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Del Gato	**Bac**	**Det**	**ResVeg**	**ResAni**	**Chi**	**Oli**	**Fun**	**Chl**	**Cha**	**Cya**	**Eug**	**Rot**	**Cop**	**Cla**	**Ost**	**Nau**	**Nem**	**Aca**	**Pla**	**Cae**	**Hem**	**Col**	**N°**
Tramo Bañado																							
sep-17/oct-17																							
Uncancylus concentricus	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Hyallela curvispina	21,28	61,67	8,95	0,28	1,14	0,11	4,56	0,88	0	0	0	0	0	1,12	0	0	0	0	0	0	0	0	11
Coenagrionidae	0,03	1,61	9,71	54,37	4,44	0	0,39	0	0	0,01	0	0	29,43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Rhionaeschna sp.	0	11,76	0	0	26,35	30,28	0	0	0	0	0	0	23,05	0	8,56	0	0	0	0	0	0	0	2
Enochrus sp.	0	83,72	12,33	0	0,36	0	2,62	0,97	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Tropisternus sp.	0	11,49	88,51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Paracymus sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Laccophylus sp.	0	39,85	0	0	60,15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hydrochanthus sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Scirtes sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Chironomidae	4,09	88,32	0	0	0	0	3,67	0,48	0	0	0	0,99	0	0	0	0	0	2,45	0	0	0	0	21
feb-17/mar-18																							
Physa sp.	0,64	99,36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Pomacea canaliculata	3,05	26,83	65,3	0,01	0	0	0,06	4,61	0	0	0,02	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Hyallela curvispina	0,45	35,71	63,43	0	0	0	0,07	0	0	0	0,34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Coenagrionidae	0,42	8,86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	87,38	0	3,33	0	0	0	0	0	0	0	5
Micrathyria sp.	0	12,19	1,05	0,57	0	0	0	0	0	0	0	0	86,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Sigara sp.	1,44	73,66	24,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Enochrus sp.	2,28	96,6	1,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Tropisternus sp.	0	40,63	59,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Paracymus sp.	0	65,41	34,59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Liodessus sp.	0,1	16,09	15,75	19,53	20,63	0	3,48	0	0	0	0	0	24,42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Chironomidae	0,75	69,76	24,67	0,36	0	0	4,46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Ephydridae	2,75	21,49	75,76	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Ceratopogonidae	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Stratiomyidae	0,4	10,01	86,09	0	0	0	0	3,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Muscidae	0	24	76	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tramo pre-bañado																							
Physa sp.	9,39	84,02	6,58	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10

Pomacea canaliculata	0,6	7,82	86,94	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3,65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Uncancylus concentricus	0,38	96,95	1,98	0	0	0	0,4	0,29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Hyallela curvispina	0,13	43,03	53,7	0	0	2,76	0,26	0	0	0	0	0	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Perithemis sp.	0,63	6,24	0,82	8,23	0	62,67	0,17	0	0	0	0	0	17,96	0	3,28	0	0	0	0	0	0	0	1
Chironomidae	0,06	69,27	25,34	0,48	0	0	4,84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Muscidae	0	28,15	71,85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tramo post-bañado																							
Heleobia parchappii	11,78	76,28	0	0	0	0	0	0	0	11,94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Pomacea canaliculata	4,63	7,78	87,53	0	0	0	0,01	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Drepanotrema sp.	3,27	96,73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hyallela curvispina	3,87	36,85	47,67	10,91	0	0	0,68	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Coenagrionidae	1,02	3,21	24,59	12,37	0	15,09	0	0	0	0	0	0	35,89	0	7,83	0	0	0	0	0	0	0	3
Perithemis sp.	1,8	3,97	23,21	6,79	0	30,13	0,27	0	0	0	0	0	22,44	0	0	0	0	11,39	0	0	0	0	2
Orthemis sp.	1,15	2,05	0	0,33	0	95,06	0	0	0	0	0	0	1,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Liodessus sp.	0	31,99	0	42,83	25,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Rhathus sp.	0	8,8	0	39,26	0	0	0	0	0	0	0	0	51,93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Scirtes sp.	0	68,79	0	0	24,27	2,01	0	0	0	0	0	0	4,93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Chironomidae	2,88	75,64	18,85	0	0	0	2,64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5

Cajaravillas	**Bac**	**Det**	**ResVeg**	**ResAni**	**Chi**	**Oli**	**Fun**	**Chl**	**Cha**	**Cya**	**Eug**	**Rot**	**Cop**	**Cla**	**Ost**	**Nau**	**Nem**	**Aca**	**Pla**	**Cae**	**Hem**	**Col**	**N°**
Tramo Bañado																							
sep-17/oct-17																							
Heleobia parchappii	50,01	49,99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Physa sp.	24,8	65,32	8,9	0	0	0,69	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Drepanotrema sp.	0,92	95,6	3,48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Biomphalaria sp.	51,95	47,06	0	0	0	0	0,72	0	0	0,1	0,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3

Uncancylus concentricus	6,94	83,94	7,94	0,12	0	0,23	0,83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Hyallela curvispina	15,01	51,29	15,34	0,11	5,54	4,29	2,12	0,05	0	0,83	0,02	3,13	2,28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
Hyallela pseudoazteca	0,95	97,43	0,43	0	0	0	0,76	0	0	0,43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Coenagrionidae	0	2,08	0,25	0	29,57	8,97	0,15	0	0	0	0	0	51,07	0	0	0	0	0	0	0	0	7,91	9
Lestes sp.	0	0,81	6,58	3,74	35,72	0	0	0	0	0	0	0	53,15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Rhionaeschna sp.	0	21,69	0	0	41,64	10,29	0	0	0	0	0	0	26,38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Perithemis sp.	0,87	2,35	0	9,31	56,43	11,4	0,24	0	0	0	0	0	0,43	0	12,75	0	6,21	0	0	0	0	0	3
Tramea sp.	0	0	1,81	35,66	6,81	0	0	0	0	0	0	0	3,54	0	0	0	0	0	0	5,63	46,55	0	1
Caenis sp.	7,85	51,12	12,59	4,07	0	12,99	7,6	0,17	0	3,62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Sigara sp.	0,35	67,8	30	0,05	0	0,13	1,67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Tenagobia sp.	0	57,62	42,38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Berosus sp. (L)	0	38,2	17,81	40,13	0	0	3,87	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Dactylosternum sp.	0	73,39	26,61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Chironomidae	1,44	73,07	9,69	0	1,39	0,33	1,23	0,15	0	0,01	0	11,58	1,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42
Ceratopogonidae	0	72,21	26,76	0	0	0	1,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Drosophilidae	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
feb-17/mar-18																							
Heleobia parchappii	14,55	51,45	32,55	0	0	0	0,09	0	0	0,37	0,99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Drepanotrema sp.	1,72	83,46	14,82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Uncancylus concentricus	7,61	73,45	16,49	0	0	0	0,14	2,32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Hyallela curvispina	1,63	31,54	64,53	0,04	0	0	0,4	1,86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Hyallela pseudoazteca	8,44	56,67	34,38	0	0	0,35	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Coenagrionidae	0,29	8,61	4,5	0	11,68	33,36	0,36	0	0	0	0	0	32,63	0	0	0	0	0	0	0,7	0	7,87	5
Perithemis sp.	0,62	9,11	2,15	14,2	0	42,95	0,07	0	0	0	0	0	7,3	0	0	0	0	0	0	23,59	0	0	4
*Erythemis*sp.	0,3	6,8	2,22	4,73	3,89	57,88	0,14	0	0	0	0	0	24,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Erythrodiplax sp.	0	2,67	0	0	0	97,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Caenis sp.	0,13	58,61	33,14	0	0	0	0,46	7,65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Enochrus sp.	0	93,69	4,95	0	0	0	1,36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Tropisternus sp.	0	46,67	0	0	0	0	53,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Berosus sp. (A)	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Berosus sp. (L)	0	46,94	20,45	32,61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Paracymus sp. (A)	0	65,07	34,93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Paracymus (L)	0	14,38	42,05	0	0	0	1,56	0	0	0	0	0	42,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Laccodytes sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Desmopachria sp.	3,56	10,46	9,58	15,7	15,08	6,78	0	0	0	0	0	0	38,83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Hydrochanthus sp. (L)	0,08	89	6,56	0	0	0	4,36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Chironomidae	1,96	72,13	11,66	0	0,93	0,65	1,99	0	0	0	0	9,21	1,46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16
Ephydridae	0,49	96,49	3,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ceratopogonidae	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Dolichopodidae	3,55	10,27	85,99	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Psychodidae	25,9	11,85	56,9	5,35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Tramo Pre-bañado																							
Heleobia parchappii	29,13	42,62	27,44	0	0	0	0	0,74	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Biomphalaria sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Uncancylus concentricus	15,58	80,74	2,67	0	0	0	0,11	0,89	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Fritzianira sp.	1,24	62,27	36,08	0,05	0	0	0,36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Hyallela curvispina	0,54	20,01	72,37	2	0	0	0,7	0	0	0,11	0	1,28	0,15	0	0	2,83	0	0	0	0	0	0	7
Coenagrionidae	1,53	9,48	0,96	8,32	9,6	0,3	0,08	0	0	0	0	0	57,86	0	0	0	0	0	0	11,86	0	0	9
Lestes sp.	0	0	27,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30,2	0	0	0	0	0	0	42,43	0	0	1
Micrathyria sp.	0,08	7,39	0,66	0,29	0	2,04	0	0	0	0	0	0	69,94	0	17,51	0	0	0	0	2,09	0	0	1
Americabaetis sp.	0,42	94,3	4,47	0	0	0	0,81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Caenis sp.	0,16	84,69	14,65	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Sigara sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tenagobia sp.	0	35,98	64,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Berosus sp. (L)	0	20,17	17,81	58,15	0	0	3,87	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5

Gyrinus sp.	0	22,1	0	77,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Chironomidae	0,12	87,24	12,64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23
Ceratopogonidae	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Tipulidae	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tramo Post-bañado																							
Heleobia parchappii	37,52	43,93	2,81	0	0	0	0	10,95	0	4,79	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Physa sp.	29,86	49,12	20,48	0,42	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Biomphalaria sp.	5,35	89,76	4,72	0	0	0	0,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Uncancylus concentricus	36,33	56,5	5,99	0,02	0	0	0,07	1,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Fritzianira sp.	0,05	95,1	4,85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Hyallela curvispina	17,54	34,6	31,61	0,86	0	0	0,4	1,93	0	0,06	0	0	9,42	0	0	0	0	0	0	3,58	0	0	7
Palaemon argentinus	10,44	44,84	10,2	23,97	0,92	0,31	0,12	1,4	0	0	0	0	7,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Coenagrionidae	0,4	0,93	0,29	10,43	0	0	0	0,74	0	0	0	0	73,97	13,23	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Rhionaeschna sp.	0	24,46	0	0	22,66	10,19	0	0	0	0	0	0	26,48	13,35	2,85	0	0	0	0	0	0	0	1
Perithemis sp.	0	1,54	0	98,41	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Americabaetis sp.	4,88	73,87	18,09	0,23	0	0	2,93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Caenis sp.	0,73	68,3	18,82	0	0	0,02	0,06	0,6	0	0,7	0	0	0	0	0	0	0	10,76	0	0	0	0	9
Sigara sp.	0,27	62,36	36,62	0	0	0,04	0	0,64	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Berosus sp. (L)	0	33,51	23,25	43,16	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Paracymus sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Liodessus sp.	0	12,38	0	0	57,26	5,78	0	0	0	0	0	0	24,59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Desmopachria sp.	0	38,4	0	5,78	40,25	15,58	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hydrochanthus sp.	0	6,32	93,68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Suphisellus sp.	0	20,26	0	79,74	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Chironomidae	2,54	96,66	0,4	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
Stratiomyidae	0	56,15	43,85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Culicidae	12,4	63,64	23,37	0	0	0	0,59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Chubichaminí	**Bac**	**Det**	**ResVeg**	**ResAni**	**Chi**	**Oli**	**Fun**	**Chl**	**Cha**	**Cya**	**Eug**	**Rot**	**Cop**	**Cla**	**Ost**	**Nau**	**Nem**	**Aca**	**Pla**	**Cae**	**Hem**	**Col**	**N°**
Tramo Bañado																							
sep-17/oct-17																							
Heleobia parchappii	59,52	31,58	8,01	0	0	0	0,24	0,65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Biomphalaria	2,98	97,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Uncancylus concentricus	21,67	63,69	11,37	0,05	0	0,08	0,68	1,37	0	0	0,04	1,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Hyallela curvispina	23,11	27,03	18,27	1	18,98	0,78	1,35	1,87	0	0	0	0,82	6,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
Hyallela pseudoazteca	0,63	95,95	3,42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Macrobrachium borelii	2,07	20,13	11,84	0,31	44,6	0,21	0,01	20,83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Paleomonetes argentinus	1,6	54,99	33,04	0,76	9,41	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Sylviocarcinus sp.	0	97,25	0	2,28	0	0,48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Coenagrionidae	3,94	1,5	10,9	7,96	28,68	15,52	0,15	0	0	0	0	0	17,74	0	0	0	0	13,62	0	0	0	0	7
Rhionaeschna sp.	0	20,17	0	0	0	2,86	0	0	0	0	0	0	76,97	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Perithemis sp.	1,97	10,84	5,45	3,98	14,34	9,19	0,07	0	0	0	0	0	47,35	0	0	0	0	6,81	0	0	0	0	1
Americabaetis sp.	5,35	82,81	11,83	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Caenis sp.	15,98	39,22	24,43	0,08	0	0,93	13,31	3,4	0	0,24	0,66	0,46	1,29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
Hydroptila sp.	0	79,1	19,66	0	0	0	1,23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Enochrus sp.	0	37,52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62,48	0	0	0	0	1
Tropisternus sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Berosus sp. (L)	0	14,73	0	65,55	0	19,71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Laccophilus sp.	0	1,39	0	0	98,61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hexacylloepus sp. (L)	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Chironomidae	12,51	81,59	0,29	2,05	0	0	1,75	0	0	0	0	1,68	0	0	0	0	0,14	0	0	0	0	0	49
Ceratopogonidae	5,37	87,9	5,77	0	0	0	0,97	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
feb-17/mar-18																							
Heleobia parchappii	0	11,4	88,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Drepanotrema sp.	3,52	58,47	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Uncancylus concentricus	3,37	83,42	4,05	0	0	0	0	8,65	0	0,51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Hyallela curvispina	0,34	41,29	56,4	0	0	0	0,02	1,94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Hyallela pseudoazteca	0,37	46,05	53,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Macrobrachium borelii	0	44,66	55,34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Coenagrionidae	0,37	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88,2	0	9,92	0	0	0	0	0	0	0	2
Micrathyria sp.	0,15	2,59	0,27	0	0	4,08	0	0	0	0	0	0	53,7	0	35,02	0	0	0	0	4,19	0	0	4
Americabaetis sp.	0	48,07	51,93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Calibaetis sp.	0,03	76,53	0,87	0	0	0	21,86	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Caenis sp.	0,57	83,77	15,06	0	0	0	0,58	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
Enochrus sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Berosus sp. (L)	16,66	27,91	0	45,27	0	0	0	0	0	10,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Paracymus sp.	0	93,7	6,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Laccophilus sp. (L)	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Desmopachria sp.	0	15,53	29,47	55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hydrochanthus sp.	0	79,88	16,38	0	0	0	3,74	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Pronoterus sp.	0	90,24	5,71	4,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Chironomidae	5,2	71,39	12,96	0	0	0	7,17	0	0	0	0	3,27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Ephydridae	0	78,45	21,55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Ceratopogonidae	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Stratiomyidae	0	81,2	18,72	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Drosophilidae	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Culicidae	0,07	44,61	10,7	0	0	0	16,21	0	10,54	0	17,87	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Muscidae	0	98,34	1,66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Tramo Pre-bañado																							
Uncancylus concentricus	8,92	78,66	8,94	0	0	0	1,38	2,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Hyallela curvispina	0,51	25,85	53,33	3,43	4,44	0,59	1,44	3,4	0	0,06	0,04	0,53	1,57	0	0	0	0	0	4,81	0	0	0	8
Hyallela pseudoazteca	2,4	46,38	42,93	0	3,59	0	0,11	4,34	0	0	0	0	0,05	0,19	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Macrobrachium borelii	1,54	0	75,63	19,56	0	1,14	1,59	0,48	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Paleomonetes argentinus	1,28	40,23	24,4	0	0	0,2	0	1,71	0	0	0	0	32,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Coenagrionidae	0,4	13,01	15,69	35,56	0,92	0	2,22	1,14	0	0	0	0	22,68	0	6,06	0	0	2,32	0	0	0	0	7
Perithemis sp.	1,04	13,39	0	5,49	21,47	15,65	0	0,35	0	0	0	0	42,62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Orthemis sp.	0,72	20,7	7,85	18,02	11,2	2,82	1,11	0,75	0	0	0	0	32,65	0	3,03	0	0	1,16	0	0	0	0	1
Americabaetis sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Caenis sp.	1,41	65,19	31,42	0,27	0	0	0,98	0,73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Campsurus sp.	9,19	81,6	8,12	0	0	0	0,64	0,38	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Sigara sp.	1,46	30,67	67,87	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tenagobia sp.	14,25	56,03	29,72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Hydroptila sp.	0	81,57	0	0	0	0	15,8	2,63	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Enochrus sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Berosus sp. (A)	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Berosus sp. (L)	0	32,47	36,87	30,66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Paracymus sp.	7,76	44,36	47,88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Liodessus sp. (A)	0,01	16,11	1,03	13,68	31,93	2,4	0	0	0	0,01	0	0	6,32	0	16,12	0	0	12,38	0	0	0	0	6
Liodessus sp. (L)	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Chironomidae	13,32	67,63	6,35	5,36	0	0	7,34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21
Ceratopogonidae	0,64	98,89	0,47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Drosophilidae	0	99,52	0,48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tramo Post-bañado																							
Heleobia parchappii	1,76	79,31	18,37	0	0	0	0,56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Drepanotrema sp.	65,93	34,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Uncancylus concentricus	12,33	82,33	3,25	0	0	0	1,03	1,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Hyallela curvispina	1,81	29,92	43,79	0	7,21	0	16,86	0,4	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Hyallela pseudoazteca	4,67	54,9	33,67	0	0	0	0,66	6,02	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Paleomonetes argentinus	0	63,67	30,3	5,02	0	0,99	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Coenagrionidae	0,08	0,46	0	0	27,62	35,68	0	0	0	0	0	0	15,05	0	0	0	0	0	0	21,1	0	0	3
Rhionaeschna sp.	0,35	1,23	0	0	46,79	0	0,03	0	0	0	0	0	50,68	0	0	0	0	0	0	0,91	0	0	1

Americabaetis sp.	16,42	78,7	3,21	0,01	0	0	0,13	1,53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Caenis sp.	1,69	65,78	32,07	0	0	0	0,46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Sigara sp.	0	79,14	0	0	0	0	20,86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tenagobia sp.	10,38	76,39	13,23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Enochrus sp.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tropisternus sp.	0	21,12	78,33	0,45	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Berosus sp. (L)	7,19	40,4	0	41,88	0	10,52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Liodessus sp.	0	16,72	0	20,18	40,26	10,58	0	0	0	0	0	0	12,26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Chironomidae	3,93	89,07	4,39	1,82	0	0	0,79	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39
Ceratopogonidae	0	97,83	2,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8

Tabla A3 Proporción de ítems alimentarios hallados en los géneros de la familia Chironomidae en cada sitio de estudio. Bac: Bacillariophyceae, Det: detrito, ResVeg: restos vegetales, ResAni: restos animales indeterminados, Chi: Chironomidae, Oli: Oligochaeta, Fun: Fungi, Chl: Chlorophyta, Cya: Cyanophyta, Rot: Rotifera, Cop: Copepoda, Nem: Nematoda, Aca: Acari, N°: número de ejemplares analizados.

Carnaval	**Bac**	**Det**	**ResVeg**	**ResAni**	**Chi**	**Oli**	**Fun**	**Chl**	**Cya**	**Rot**	**Cop**	**Nem**	**Aca**	**N°**
Tramo Bañado														
sep-17														
Corynoneura	0	51,11	2,55	0	0	0	6,11	0	0	40,23	0	0	0	6
Cricotopus	24,87	68,54	3,88	0	0	0	0,18	0,48	0	0	0	0	2,05	9
Labrundinia	2,53	19,98	39,68	0	0	0	3,48	0	0,19	34,15	0	0	0	3
Nanocladius	0	33,14	23,79	0	0	0	0	0	0	43,07	0	0	0	1
Parachironomus	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Paratanytarsus	10,35	46,27	0	0	0	0	0,41	0	0	42,98	0	0	0	2
Rheotanytarsus	6,82	84,24	5,06	0	0	0	1,68	0	0	2,2	0	0	0	11
Thienemaniella	4,68	67,33	20,43	0	0	0	7,56	0	0	0	0	0	0	2
mar-18														
Parachironomus	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Crycotopus	12,44	60,32	25,89	0	0	0	0,09	0,24	0	0	0	0	1,02	2
Tramo Pre-bañado														
Labrundinia	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Parachironomus	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Rheotanytarsus	1,81	98,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tramo Post-bañado														
Corynoneura	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Cricotopus	0	52,1	47,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Labrundinia	0	99,83	0	0	0	0	0,17	0	0	0	0	0	0	3
Parachironomus	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Rheotanytarsus	9,29	88,33	0	0	0	0	0	2,39	0	0	0	0	0	4

Del Gato	**Bac**	**Det**	**ResVeg**	**ResAni**	**Chi**	**Oli**	**Fun**	**Chl**	**Cya**	**Rot**	**Cop**	**Nem**	**Aca**	**N°**
Tramo Bañado														
sep-17														
Parachironomus	14,47	55,28	0	0	0	0	14,54	1,94	0	3,97	0	0	9,8	9
Corynoneura	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Chironomus	1,88	98	0	0	0	0	0,12	0	0	0	0	0	0	9
Thienemaniella	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
feb-18														
Chironomus	0,94	70,97	22,65	0	0	0	5,45	0	0	0	0	0	0	4
Polypodilum	0,19	66,12	30,74	1,45	0	0	1,51	0	0	0	0	0	0	1
Tramo Pre-bañado														
Polypedilum	0,19	66,12	30,74	1,45	0	0	1,51	0	0	0	0	0	0	4
Chironomus	0	43,94	45,29	0	0	0	10,77	0	0	0	0	0	0	1
Lymnophies	0	97,76	0	0	0	0	2,24	0	0	0	0	0	0	1
Tramo Post-bañado														
Rheotanytarsus	2,88	75,64	18,85	0	0	0	2,64	0	0	0	0	0	0	5

Cajaravillas	Bac	Det	ResVeg	ResAni	Chi	Oli	Fun	Chl	Cya	Rot	Cop	Nem	Aca	N°
Tramo Bañado														
sep-17														
Chironomus	0	86,51	13,49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Coelotanypus	7,2	53,63	16,96	0	0	2,62	7,17	0	0	8,16	4,26	0	0	4
Corynoneura	0	81,71	10,54	0	0	0	0	0	0	7,74	0	0	0	4
Labrundinia	0	50	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	2
Parachironomus	0,68	56,54	15,35	0	11,11	0	0,53	0	0	11,11	4,68	0	0	9
Polypedilum	0,67	98,12	0	0	0	0	1,22	0	0	0	0	0	0	4
Rheotanytarsus	2,95	83,47	5,79	0	0	0	0,89	1,21	0,09	5,6	0	0	0	10
Thienemaniella	0	74,59	15,4	0	0	0	0	0	0	10,01	0	0	0	8
feb-18														
Parachironomus	0,23	83,51	7,12	0	3,7	0	0,18	0	0	3,7	1,56	0	0	2
Polypedilum	0,43	98,14	0,82	0	0	0	0,61	0	0	0	0	0	0	1
Labrundinia	0	53,26	21,74	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	2
Coelotanypus	7,2	53,63	16,96	0	0	2,62	7,17	0	0	8,16	4,26	0	0	8
Tramo Pre-bañado														
Corynoneura	0	95	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Labrundinia	0	56,51	43,49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Parachironomus	0	94	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Polypedilum	0,2	98,16	1,64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
Rheotanytarsus	0,42	92,52	7,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Tramo Post-bañado														
Parachironomus	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Rheotanytarsus	2,46	95,12	1,21	0	0	0	1,21	0	0	0	0	0	0	3
Thienemaniella	5,16	94,84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7

Chubichaminí	Bac	Det	ResVeg	ResAni	Chi	Oli	Fun	Chl	Cya	Rot	Cop	Nem	Aca	N°
Tramo Bañado														
sep-17														
Corynoneura	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Parachironomus	12,39	74,27	1,67	5,14	0	0	5,68	0	0	0	0	0,85	0	12
Polypedilum	1,08	98,87	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	13
Rheotanytarsus	24,33	69,27	0,07	0	0	0	2,13	0	0	4,2	0	0	0	11
Tanytarsus	27,06	65,81	0	7,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Thienemanniella	10,18	81,32	0	0	0	0	2,62	0	0	5,89	0	0	0	11
feb-18														
Coelotanypus	5,2	71,39	12,96	0	0	0	7,17	0	0	3,27	0	0	0	9
Tramo Pre-bañado														
Paratanytarsus	1,52	68,95	10	7,92	0	0	11,6	0	0	0	0	0	0	2
Parachironomus	1,21	61,91	20,78	6,64	0	0	9,47	0	0	0	0	0	0	10
Rheotanytarsus	9,31	78,2	0	0	0	0	12,49	0	0	0	0	0	0	2
Tanypus	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Tanytarsus	4,58	79,06	0,96	12,24	0	0	3,16	0	0	0	0	0	0	5
Tramo Post-bañado														
Ablabes	0	88,15	0	11,85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Corynoneura	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Labrundinia	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Parachironomus	1,34	98,66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16
Polypedilum	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Rheotanytarsus	12,41	73,85	9,86	0,9	0	0	2,99	0	0	0	0	0	0	10
Thienemanniella	13,74	62,81	20,89	0	0	0	2,55	0	0	0	0	0	0	4

Tabla A4 Correlación entre los ejes del ACP (PC1 y PC2) y las variables físico-químicas. Cond: conductividad, OD: oxígeno disuelto, SDT: sólidos disueltos totales, N.NH4: amonio, P.PO4: fosfato, DBO: demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, PT: fósforo total, NT: nitrógeno total, MO: porcentaje de materia orgánica en sedimento.

	PC1	PC2
pH	0,89	0,13
Cond	1,03	0,21
Turbidez	0,29	0,88
OD	0,42	0,35
SDT	1,02	0,21
N.NH4	0,00	0,72
P.PO4	-0,95	-0,12
DBO	-0,66	0,55
DQO	-0,31	0,85
PT	-0,91	-0,02
NT	-0,85	0,28
MO	0,40	-0,56

Tabla A5 Variables físicoquímicas de los cuatro bañados de desborde fluvial de estudio de ambos usos del suelo (UAI: uso agrícola intenisvo, UGE: uso ganadero extensivo) durante el periodo analizado (septiembre-2017, octubre-2017, diciembre-2017, febrero-2018, marzo-2018). Se indican el promedio y el error estándar (± EE). T°: temperatura, Cond: conductividad, OD: oxígeno disuelto, SDT: sólidos disueltos totales, SST: sólidos suspendidos totales, $N\text{-}NO_3^-$: nitrato, $N\text{-}NO_2^-$: nitrito, $N\text{-}NH_4^+$: amonio, $P\text{-}PO_4^{3-}$, PT: fósforo total, NT: nitrógeno total, DBO_5: demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, MO: materia orgánica en sedimento.

	UAI		UGE	
	Carnaval	Del Gato	Cajaravillas	Chubichaminí
T°	19,98 ± 1,91	21,53 ± 1,09	19,51 ± 1,65	22,05 ± 2,01
pH	7,27 ± 0,45	7,32 ± 0,24	7,95 ± 0,15	8,3 ± 0,07
Cond (ms cm^{-1})	0,36 ± 0,12	0,45 ± 0,08	0,81 ± 0,03	0,99 ± 0,12
Turbidez (NTU)	108,68 ± 17,04	75,15 ± 13,84	85,66 ± 18,4	314,77 ± 92,59
OD (mg L^{-1})	5,52 ± 1,11	3,69 ± 0,75	4,37 ± 0,72	7,15 ± 0,7
SDT (gr L^{-1})	0,23 ± 0,08	0,29 ± 0,05	0,52 ± 0,02	0,63 ± 0,08
SST (mg L^{-1})	89,14 ± 45,42	44,79 ± 18,29	31,87 ± 9,09	92,63 ± 24,95
$N\text{-}NO_3^-$ (mg $^{L-1}$)	0,06 ± 0,02	0,03 ± 0	0,05 ± 0,01	0,03 ± 0,01
$N\text{-}NO_2^-$ (mg L^{-1})	0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,02 ± 0,01
$N\text{-}NH_4^+$ (mg L^{-1})	0,1 ± 0,04	0,13 ± 0,09	0,1 ± 0,06	0,36 ± 0,33
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (mg P L^{-1})	1,44 ± 0,15	0,88 ± 0,09	0,23 ± 0,06	0,14 ± 0,05
PT (mg L^{-1})	2,05 ± 0,36	1,05 ± 0,04	0,51 ± 0,12	0,3 ± 0,05
NT (mg L^{-1})	5,61 ± 1,67	6,61 ± 2,64	2,82 ± 0,38	2,53 ± 0,2
DBO_5 (mg L^{-1})	17,5 ± 6,2	17,4 ± 3,53	9,8 ± 2,22	11,47 ± 2,66
DQO (mg L^{-1})	69 ± 20,31	49,8 ± 5,45	51,53 ± 12,34	71,2 ± 18,96
MO (%)	11,17 ± 3,12	13,89 ± 1,33	36,41 ± 1,87	10,8 ± 0,23