

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas



Tesis para la obtención del grado Académico de Doctora en Ciencias
Biológicas

**Indicadores ecológicos en grandes ríos:
invertebrados en ambientes leníticos y lóticos del
sistema del río Paraná**

Julieta Capeletti

Directora de Tesis: Dra. Florencia Zilli

Co-Directora de Tesis: Dra. Mercedes Marchese

Lugar de realización: Laboratorio de Bentos – Instituto Nacional de Limnología
(CONICET-UNL)

-2023-

Agradecimientos

Esta tesis es el fruto de un intenso período de formación académica que me sumergí durante un tiempo de mi vida. La elaboración de una tesis doctoral se puede pensar como una tarea solitaria. Pero luego de haber atravesado esta etapa, me di cuenta que este camino no fue en soledad. Por eso, mis agradecimientos son para todas aquellas personas que contribuyeron directa o indirectamente en el desarrollo de esta tesis, en mi formación profesional y humana. Gracias a todas estas personas que me ayudaron a transitar este período, con sus altos y bajos, de muchas emociones.

Especialmente, gracias a mi familia y a Lucas, quienes han sido y son siempre mi gran compañía y me han servido de sostén cada vez que lo necesité. Todos ellos son mi pilar en esta vida.

Gracias a Florencia y Mercedes porque recuerdo como si fuera ayer la entrevista que realicé con ellas para realizar este doctorado, y desde allí han depositado su confianza en mí y me dieron la oportunidad de trabajar en el laboratorio de Bentos y conocer a estos organismos tan interesantes. Gracias por su compromiso, dedicación y sus conocimientos que me han permitido crear esta tesis.

Gracias a todas las personas que integran el Laboratorio de Bentos con los que viví muchísimas experiencias y siempre me hicieron sentir como mi segundo hogar, ese hogar donde se comparten conocimientos “bentónicos” y experiencias de vida.

Gracias a Rosario y José Luis por su enorme generosidad y conocimientos al otro lado del charco. Me mostraron con una “lupa molecular” a los organismos bentónicos y me pareció fascinante.

Gracias a Laura, Horacio, Liliana y Melina, personas que conocí en distintas etapas de mi vida y que sus palabras dichas de manera muy genuina (hace tiempo) han tenido un enorme impacto en mí por el gran aprecio que les tengo.

Gracias a todas las personas del Instituto Nacional de Limnología. A Esteban, Cristian y Marcelo por las horas de muestreo. A los investigadores y al personal técnico de laboratorio que siempre me han brindado su apoyo. A mis amigas y amigos becarios, gracias por su hermosa amistad.

A la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional del Litoral donde realicé mis estudios del Doctorado en Ciencias Biológicas y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas por la beca doctoral.

Finalmente quiero expresar un profundo agradecimiento a todas las personas que contribuyeron en la creación y desarrollo de la base de datos biológica que fue fundamental para llevar a cabo mi tesis. Su trabajo, dedicación y experiencia han sido invaluable para mi investigación.

Aportes Científicos-Tecnológicos

Cabrera, J., & Capeletti, J. (2022). Package ‘metrix’. CRAN.<https://cran.r-project.org/web/packages/metrix/index.html>

Capeletti, J., Marchese, M. R., & Zilli, F. L. (2021). Evaluating macroinvertebrate metrics for ecological assessment of large saline rivers (Argentina). *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 66464-66476.

Macchia, G.A., Capeletti, J., Alberto, D., Facelli, F., & Zilli, F. (2023). New distributional and ecological data of *Ochthebius (Gymnochthebius) francki* Bruch, 1915 (Coleoptera, Hydraenidae) with a key to the Argentinean species. *Biología Acuática*, 40, e031.

Zilli, F., Marchese, M., Arias, J., Capeletti, J., Facelli, F., & Saigo, M. (2021). Macroinvertebrados acuáticos. En: Gagneten, A.M, & Marchese, M. (Compiladoras) *Ambientes acuáticos de la provincia de Santa Fe: protocolos de monitoreo con perspectiva socioecológica* (pp. 108-131).Ediciones UNL.

Índice

Abreviaturas	7
Resumen.....	10
Abstract	13
Introducción	16
Objetivos	24
Capítulo 1	25
Ambientes lóticos de la ecorregión pampeana	25
Introducción	26
Objetivos	27
Materiales y métodos	28
Área de estudio.....	28
Usos del suelo	31
Muestreos	31
Variables fisicoquímicas	31
Índice de calidad del bosque de ribera (QBR) e Índice de hábitat fluvial (IHF).....	33
Macroinvertebrados.....	34
Cálculo y selección de métricas	35
Modularidad y roles topológicos.....	36
Resultados	39
Variables fisicoquímicas	39
QBR e IHF	43
Macroinvertebrados.....	43
Análisis comunitarios	43
Análisis metacomunitarios	46
Discusión.....	50
Indicadores fisicoquímicos.....	50
Índices de calidad de hábitats.....	51
Indicadores basados en macroinvertebrados	52
Nivel Comunidad	52
Nivel Metacomunidad	53
Conclusiones	55
Capítulo 2.....	56

Ambientes lóticos de la ecorregión transicional.....	56
Introducción	57
Objetivos	57
Materiales y métodos	58
Área de estudio.....	58
Usos del suelo	60
Muestreos	61
Variables fisicoquímicas y macroinvertebrados (bases de datos histórica)	61
Cálculo y selección de métricas	62
Índice multimétrico y límites de clase.....	63
Modularidad y roles topológicos.....	63
Resultados	64
Usos del suelo	64
Variables fisicoquímicas	64
Macroinvertebrados.....	65
Análisis comunitarios.....	65
Cálculo de IBIS	69
Análisis metacomunitarios	70
Discusión.....	72
Indicadores físicoquímicos.....	72
Indicadores basados en macroinvertebrados	72
Nivel comunidad	72
Métricas no candidatas	74
Nivel metacomunidad	75
Conclusiones	76
Capítulo 3.....	77
Ambientes leníticos de la ecorregión valle del río Paraná y transicional.....	77
Introducción	78
Objetivos	80
Metodología	81
Área de estudio.....	81
Usos del suelo	81
Muestreos	82

Bases de datos disponibles y datos obtenidos en esta tesis	82
Variables fisicoquímicas	85
Macroinvertebrados.....	86
Índice de Calidad del Agua	86
Cálculo y selección de métricas	87
Modularidad y roles topológicos.....	87
Resultados	87
Variables fisicoquímicas	87
ICA.....	89
Macroinvertebrados.....	89
Análisis comunitarios	89
Análisis metacomunitarios	92
Discusión.....	93
Indicadores fisicoquímicos.....	93
Indicadores basados en macroinvertebrados	94
Nivel comunidad	94
Nivel metacomunidad	97
Conclusiones	98
Conclusión general.....	100
Actividades futuras.....	105
Actividades de cooperación	105
Nivel biomolecular.....	105
Bibliografía	106
Material Suplementario A	133
Material Suplementario B	134
Apéndices.....	135

Abreviaturas

A: Altamente degradados

AG: Agrícola

AI: Área inundable

ANOSIM: *Analysis of Similarities*

ASPT: *Average Score Per Taxón*

B: Baja degradación

BMWP: *Biological Monitoring Working Party*

CD: Valor de conductividad

DBO: Demanda Biológica de Oxígeno

DQO: Demanda Química de Oxígeno

EQR: *Qualitat Ecològica Macroinvertebrats*

ENVFIT: Ajuste de las Variables Ambientales a una Ordenación (por su traducción al español)

EP: Laguna El Puesto

FFG: Grupo funcional trófico (por su traducción al español)

- 1) CR: Colector recolector
- 2) CF: Colector filtrador
- 3) R: Raspador
- 4) D: depredador
- 5) F: Filtrador
- 6) T: Triturador
- 7) P: Parásito

HN: Herbáceas naturales

IBIS: *Index of Benthic Invertebrates for Saline Rivers*

IBPAMP: Índice Biótico Ríos Pampeano

ICBrio: *Índice das Comunidades Benticas em Ríos*

IDESF: Infraestructura de Datos Espaciales de Santa Fe

IHF: Índice de Hábitat Fluvial

IMRP: Índice de Macroinvertebrados en Ríos Pampeanos

INTA: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

IPEC: Instituto Provincial de Estadística y Censos

IR: Laguna Irupé

L.hoff/DT: Relación entre la densidad de *Limnodrilus hoffmeisteri*/Densidad total

LB: Laguna Bedetti

LM: Laguna La Mira

M: Mediana degradación

MO: Valor de materia orgánica

N: Concentración de nitrógeno

NMDS: *Nonmetric multidimensional scaling*

O/C: Densidad de Oligochaeta/Densidad de Chironomidae

OD: Concentración de oxígeno disuelto

P: Concentración de fósforo

PGB: Lago Parque del Sur General Manuel Belgrano

QBR: Índice de Calidad del Bosque de Ribera

RECU: Laguna de la Reserva de la Ciudad Universitaria

RNUO: Laguna de la Reserva Natural Urbana del Oeste

SIMPER: *Similarity Percentage*

UR: Urbano

VI: Laguna Vuelta Irigoyen

Resumen

Los ambientes acuáticos están cada vez bajo mayor presión, debido a los variados servicios que proveen a las actividades humanas. El sistema del río Paraná Medio en la provincia de Santa Fe se encuentra conformado por ambientes lóticos y leníticos, siendo estos ambientes afectados por múltiples presiones antrópicas, principalmente por usos de suelo agrícola, industrial y urbano. Los invertebrados bentónicos son organismos esenciales de los sistemas acuáticos del río Paraná y su utilización como indicadores de la calidad del agua constituye un área de conocimiento en continuo crecimiento. En este trabajo de tesis se propuso describir el estado ecológico de ríos y lagunas a través de métricas de las comunidades y metacomunidades de macroinvertebrados en las distintas ecorregiones de la provincia, ya que hasta el presente no se habían desarrollado herramientas para el monitoreo del sistema del río Paraná Medio. Para ello se contó con una base de datos histórica y se plantearon nuevos muestreos en sitios específicos. El área total de estudio en la provincia de Santa Fe está ubicada desde 31°1' a 32°36'S y desde 60°34' a 61°27'O.

Para la ecorregión pampeana de la provincia se realizaron muestreos en ambientes lóticos (n=11, en dos estaciones del año) y se analizaron las variables fisicoquímicas del agua, las condiciones de ribera y características del hábitat con el objetivo de lograr una evaluación integral de los ambientes. Para la ecorregión transicional se utilizó una base de datos de ambientes lóticos (n=28, durante la estación cálida) elaborada por varios autores a partir de 1980. Esta base de datos incluía un registro estandarizado de las principales variables fisicoquímicas y de los macroinvertebrados. Por su parte, para los ambientes leníticos se trabajó con sitios de la ecorregión valle del río Paraná y transicional (n=9, en período de aguas altas y aguas bajas). En este caso se contó con una base de datos estandarizada y se incluyeron datos de muestreos desarrollados durante esta tesis, obteniendo así un registro de las variables fisicoquímicas y de los macroinvertebrados para todos los ambientes. Para todas estas cuencas se analizó el uso de suelo a través del software QGIS 2.18.24 utilizando fuentes de datos espaciales de diferentes oficinas gubernamentales y sitios web. A nivel comunitario, con los datos biológicos de las cuencas se calcularon métricas de riqueza, densidad, composición, tolerancia, diversidad, dominancia, grupos funcionales e índices bióticos. Luego se llevó a cabo una evaluación y selección de las métricas candidatas en relación a su respuesta frente la degradación asociada al uso del suelo. Para los ambientes lóticos de la ecorregión transicional se estandarizaron las métricas y se desarrolló un índice multimétrico siguiendo las guías de Europa y Estados Unidos. A nivel metacomunitario, se estimó la modularidad en una red de coocurrencia construida a partir de la densidad de las taxa por sitio, para cada cuenca y ecorregión. En el caso

que la modularidad resultó significativa, se determinaron los roles topológicos para las taxa (periféricos, conectores, *hubs* de módulos y *hubs* de red).

Como resultados principales, los ambientes lóticos de la ecorregión pampeana presentaron un uso de suelo predominantemente agrícola con altos valores de clorofila *a*, nitrato, amonio y fósforo total en todos los órdenes de arroyo y en las dos estaciones climáticas. Los arroyos de primer orden serían los más perjudicados frente a la degradación, observándose en ellos los valores más bajos de calidad de ribera y la mayor densidad de grupos tolerantes. Las métricas: N° total de taxa (tolerantes), N° de familias (tolerantes), N° de géneros (tolerantes), N° de familias de insectos y N° de taxa de depredadores nos permitieron discriminar los sitios con diferente impacto antrópico, mientras que los índices bióticos aplicados no fueron sensibles para discriminar los sitios. Por otro lado, el ensamble bentónico no se estructuró en forma modular. El aumento en la intensidad del uso de suelo agrícola condujo a una red con menor integración dentro de los módulos. Por su parte, para los ambientes lóticos de la ecorregión transicional pudimos discriminar un gradiente de degradación a lo largo de la cuenca, clasificando a los sitios de bajo, mediano y alto impacto de degradación. Los sitios menos degradados (referencia) mostraron los valores más bajos de pH y materia orgánica. Los sitios con degradación media (uso de suelo agrícola e industrial) presentaron los valores más altos de materia orgánica y conductividad, mientras que los sitios altamente degradados (uso de suelo agrícola, industrial y urbano) fueron directamente afectados por la descarga de efluentes industriales y aguas residuales (de vertido directo), y presentaron valores altos de materia orgánica, conductividad y metales en sedimento. Para estos ambientes de la ecorregión transicional propusimos un índice multimétrico (*Index of Benthic Invertebrates for Saline Rivers*, IBIS, por sus siglas en inglés) basado en 7 métricas ajustadas a la región de estudio: %Colectores filtradores, %Colectores recolectores, %Naididae, densidad de Ostracoda, *Limnodrilus hoffmeisteri*/densidad total, *Tubifex*/densidad total y *Pristina*/densidad total. A nivel metacomunitario, la cuenca presentó una estructura modular y las taxa que se encontraban entre más de dos usos de suelo cumplían en su mayoría roles periféricos lo que no nos permitió distinguir los diferentes usos de suelo. Finalmente, para los ambientes leníticos de la ecorregión valle del río Paraná y transicional se diferenciaron dos usos de suelo: referencia y urbano. Las lagunas urbanas presentaron los valores más altos de conductividad y turbidez como consecuencia del impacto antrópico. Las métricas que permitieron discriminar estos usos de suelo fueron la densidad de Ephemeroptera, Mollusca, Tanytopodinae y Polymitarcyidae, la relación Oligochaeta/Chironomidae, y N° total de taxa (sensibles) y N° total de géneros (sensibles). Mientras que los índices bióticos EQRmacro (*Qualitat Ecològica Macroinvertebrats*, EQR, por sus siglas en catalán) e IMRP (Índice de Macroinvertebrados en Ríos

Pampeanos, IMRP) pudieron distinguir claramente las lagunas con distintos usos de suelo. A nivel metacomunitario la cuenca presentó una estructura modular, en donde el rol topológico de las taxa funcionó como indicadores vinculados a los procesos de fragmentación en relación con la pérdida de la conectividad natural entre lagunas.

Concluimos que es factible utilizar a los ensambles de macroinvertebrados bentónicos como indicadores a nivel comunitario y metacomunitario, por lo que podrían ser usados en el diseño de planes de vigilancia y monitoreo ambiental, contribuyendo a una mejor gestión de los ambientes acuáticos de la provincia de Santa Fe.

Abstract

Aquatic environments are increasingly under pressure, due to the diverse services they provide to human activities. The Middle Paraná River system in the province of Santa Fe is composed of lotic and lentic environments, which are impacted by multiple anthropogenic pressures, mainly from agricultural, industrial and urban land use. Benthic invertebrates are essential organisms in the aquatic systems of the Paraná River and their use as indicators of water quality is a continuously expanding area of knowledge. In this thesis work, we aimed to describe the ecological status of rivers and lagoons using metrics of macroinvertebrate communities and metacommunities in the different ecoregions of the province, as no monitoring tools had been developed thus far for the Middle Paraná River system. To accomplish this, we used a historical database and proposed new sampling at specific sites. The total study area in the province of Santa Fe spans from 31°1' to 32°36' S and from 60°34' to 61°27' W.

For the Pampean ecoregion of the province, sampling was conducted in lotic environments (n=11 in two seasons of the year) and the physico-chemical variables of the water, riparian conditions and habitat characteristics were analyzed to achieve a comprehensive assessment of the environments. For the transitional ecoregion, a database of lotic environments (n=28 during the spring/summer season) was used, compiled by several authors since 1980. This database included a standardized record of the main physico-chemical and macroinvertebrate variables. For the lentic environments, we worked with sites in the Paraná River valley and transitional ecoregion (n=9 in the high and low water periods). In this case, a standardized database was used, including data obtained from samplings conducted during this thesis, thus obtaining a record of the physicochemical and macroinvertebrate variables for all environments. Land use was analyzed for all these basins using QGIS 2.18.24 software, incorporating spatial data sources from different government offices and websites. At the community level, biological data from the sampled basins were used to calculate metrics of richness, density, composition, tolerance, diversity, dominance, functional groups and biotic indices. An evaluation and selection of candidate metrics were then performed in relation to their response to land use-associated degradation. For the lotic environments of the transitional ecoregion, metrics were standardized and a multimetric index was developed following European and US guidelines. At the metacommunity level, modularity was estimated in a co-occurrence network constructed based on taxa density per site, for each basin and ecoregion. If modularity was found to be significant, topological roles for taxa (peripheral, connector, module hubs and network hubs) were determined.

As main results, lotic environments in the Pampas ecoregion showed a predominantly agricultural land use with high values of chlorophyll *a*, nitrate, ammonium and total phosphorus in all stream orders and during both climatic seasons. First order streams appeared to be the most impacted by degradation, displaying the lowest riparian quality values and the highest density of tolerant groups. The metrics: total N° of taxa (tolerant), N° of families (tolerant), N° of genera (tolerant), N° of insect families and N° of predators allowed us to discriminate sites with different anthropogenic impacts, while the applied biotic indices were not sensitive enough to distinguish between sites. Furthermore, the benthic assemblage did not exhibit a modular structure of the increase in agricultural land use intensity led to a network with less integration within modules. On the other hand, for the lotic environments in the transitional ecoregion, we were able to discriminate a degradation gradient along the basin, classifying sites with low, medium and high degradation impact. Less degraded sites (reference) showed the lowest values of pH and organic matter. Sites with moderate degradation (agricultural and industrial land use) exhibited higher values of organic matter and conductivity, while highly degraded sites (agricultural, industrial and urban land use) were directly affected by industrial effluents and wastewater discharge (from direct dumping), displaying high levels of organic matter, conductivity and metals in sediment. For these environments of the transitional ecoregion we proposed a multimetric index (Index of Benthic Invertebrates for Saline Rivers, IBIS) based on 7 metrics adjusted to the study region: %filtering collectors, %collecting collectors, %Naididae, Ostracoda density, *Limnodrilus hoffmeisteri*/total density, *Tubifex*/total density and *Pristina*/total density. At the metacommunity level, the basin presented a modular structure, and taxa that were found between more than two land uses mostly fulfilled peripheral roles, which did not allow us to distinguish between different land uses. Finally, for the lentic environments of the Paraná River valley and transitional ecoregion, two land uses were differentiated: reference and urban. Urban lagoons showed the highest values of conductivity and turbidity as a result of anthropogenic impact. The metrics that allowed us to discriminate between these land uses were the density of Ephemeroptera, Mollusca, Tanypodinae and Polymitarcyidae, the ratio Oligochaeta/Chironomidae, and N° of taxa (sensitive) and N° of genera (sensitive). Meanwhile, the biotic indices EQRmacro (Qualitat Ecològica Macroinvertebrats, EQR) and IMRP (*Índice de Macroinvertebrados en Ríos Pampeanos*, IMRP) clearly distinguished between lagoons with different land uses. At the metacommunity level, the basin presented a modular structure, where the topological role of taxa functioned as indicators enlaced to fragmentation processes related to the loss of natural connectivity between lagoons.

We conclude that it is feasible to use benthic macroinvertebrate assemblages as indicators at the community and metacommunity level, making them suitable for the design of environmental

surveillance and monitoring plans. This would contribute to better management so they could be used in the design of environmental monitoring and surveillance plans, contributing to a better management of aquatic environments in the province of Santa Fe.

Introducción

Las aguas continentales superficiales constituyen un 0,4% del agua total del planeta y representan un recurso esencial para la humanidad. Dentro de las aguas continentales, se encuentran los ecosistemas acuáticos como los ríos, arroyos y lagunas que constituyen un reservorio de valiosa biodiversidad de algas, macrófitas, vertebrados e invertebrados (Margalef, 1983; Elosegi & Sabater, 2009; Grizzetti et al., 2016). La biodiversidad que albergan está disminuyendo por los cambios en el uso de suelo debido a las actividades antrópicas (Irfan & Alatawi, 2019). Existen numerosos estudios que documentan el impacto de los distintos usos del suelo sobre la integridad biótica de ríos, arroyos y lagunas (Allan, 2004; Clapcott et al., 2015). Según Allan (2004) el uso del suelo se define como las acciones, actividades e intervenciones que el ser humano realiza sobre un determinado tipo de superficie para producir o modificar el terreno. Entre los usos del suelo más extendidos se encuentran el uso de suelo urbano, agrícola e industrial, muchos de los cuales tienen lugar en las proximidades de los cuerpos de agua.

El creciente deterioro de los ecosistemas acuáticos ha demandado el desarrollo de metodologías que permitan conocer su grado de alteración. Desde el siglo pasado se ha documentado la relación entre las distintas comunidades biológicas y la degradación de los sistemas acuáticos (por ejemplo, Hynes, 1971; Hilsenhoff, 1977; Brinkhurst, 1980; Rosenberg & Resh, 1993). En este contexto, el desarrollo de monitoreos para evaluar grados de contaminación ha tenido un considerable progreso en los últimos años, fundamentalmente por la evolución de técnicas rápidas en respuesta al tiempo y costo del monitoreo. Se han desarrollado diversas metodologías que utilizan una amplia variedad de organismos como indicadores biológicos que reflejan los cambios químicos y físicos que generan las diferentes actividades humanas. Estas metodologías se consideran una medida necesaria, junto a los análisis químicos tradicionales, para caracterizar el estado frente a la contaminación de un ambiente acuático (Oscoz, 2006).

El uso de los macroinvertebrados como indicadores constituye una herramienta útil para detectar alteraciones que se producen en los ecosistemas acuáticos. Este grupo es utilizado para monitorear cambios en la densidades de las poblaciones, composición de la comunidad o funcionamiento de las redes de interacciones que generan (Barbour et al., 1996; Resh, 2008; Ocón & Rodrigues Capítulo, 2012; Marchese et al., 2020; Domínguez et al., 2022). Se pueden citar varias ventajas en el uso de los macroinvertebrados como indicadores. Por un lado, los ciclos de vida de estos organismos son lo suficientemente largos para determinar efectos crónicos, así como lo suficientemente cortos como para observar los cambios de estructura de la comunidad dentro de un período razonable (estaciones o años). Una segunda ventaja es el hábito sedentario de la mayoría de las taxa por lo que

no pueden eludir los efectos puntuales de la contaminación. Por otro lado, se reproducen más lentamente que los microorganismos (como las bacterias y protozoos) por lo que pueden responder a los efectos de la contaminación intermitente durante el período de estrés, para recobrar su estructura inmediatamente después del cese de la contaminación. Además, el sedimento donde viven los macroinvertebrados es depósito de todo tipo de contaminantes que por efecto de la gravedad se acumulan allí. Como resultado de la asociación directa del sedimento y los hábitos alimentarios de estos organismos, aquellas especies que logran adaptarse a ambientes contaminados, pueden procesar cantidades considerables de elementos tóxicos, resultando de interés como indicadores tolerantes a la contaminación (Bonada et al., 2006; Resh, 2008; Abbasi & Abbasi, 2012).

En las últimas décadas, un gran número de métricas se han desarrollado a **nivel comunitario** para monitorear y diagnosticar los ecosistemas acuáticos, estableciéndose los índices de calidad ecológica como una muy buena herramienta para evaluar la calidad del agua (Alba-Tercedor, 1996; Buffagni & Erba 2007; Pawlowski et al., 2018).

Dentro de las mediciones a nivel de comunidad, existen distintos tipos de métricas como son las métricas individuales, índices bióticos e índices multimétricos, que reúnen en una única medida la variabilidad estructural o funcional (o ambos, en el caso de los índices multimétricos) de los componentes bióticos de un ecosistema acuático. A través de estas métricas obtenemos una caracterización integral y práctica de las condiciones ambientales del sistema. Lo más adecuado es que estas métricas se apliquen de acuerdo a las divisiones ecorregionales, donde las características de los cuerpos de agua sean similares en términos de temperatura, geología o vegetación de ribera (Prat et al., 2009). Las **ecorregiones** son áreas geográficas que se caracterizan por contar con similares condiciones climáticas, de suelo, hidrológicas, florísticas y faunísticas (Biasatti et al., 2016).

Las métricas individuales se pueden clasificar en (1) métricas basadas en taxonomía que no toman en cuenta las características ecológicas (por ejemplo, métricas de riqueza, diversidad y abundancia), y (2) métricas basadas en atributos ecológicos (por ejemplo métricas de los grupos funcionales tróficos (FFG, por sus siglas en inglés): colectores recolectores (CR), colectores filtradores (CF), filtradores (F), depredadores (D), raspadores (R) y trituradores (T) (Birk et al., 2012). Para crear un índice biótico, se requiere la integración de las distintas métricas individuales que consideren algún aspecto biológico de la comunidad (la mayoría de ellos, taxonómicos) (Furse, et al., 2009; Prat et al., 2009; Birk et al., 2012). Finalmente, la integración de distintos atributos biológicos (taxonómicos y funcionales) genera un índice multimétrico que proporciona mayor información

para describir y evaluar el estado ecológico del ecosistema acuático, ya que cada métrica que compone el índice caracteriza y evalúa un componente distinto de la comunidad (Couceiro et al., 2012; Macedo et al., 2016). Las respuestas biológicas de los macroinvertebrados pueden depender de cada bioma en particular. Por eso no existe un índice multimétrico universal y por lo tanto puede ser necesario un índice para cada ecorregión (Stoddard et al., 2008; Pont et al., 2009; Herman & Nejadhashem, 2015). Las ventajas de utilizar estos índices es que son de bajo costo, sensibles a los análisis estadísticos univariados y de fácil interpretación al integrar varios atributos biológicos en una puntuación que reflejan los cambios químicos y físicos que generan las diferentes actividades humanas en un cuerpo de agua (Fierro et al., 2018). En esta tesis se usará el término “métricas” para referirnos a las métricas basadas en taxonomía y rasgos funcionales, e “índices” para referirnos a índices bióticos y multimétricos.

La secuencia de los pasos analíticos para seleccionar las métricas candidatas y crear índices bióticos en respuesta a los diferentes usos de suelo se resumen en la **Figura 1**. La clasificación por usos de suelo en los sitios de muestreo se realiza para evaluar los patrones generales del uso de suelo dominante, ya que a través de esta metodología se puede determinar si existe una relación predictiva entre los de usos del suelo, y la composición y estructura de los macroinvertebrados (Huryn et al., 2002).



Figura 1. Diagrama de pasos para seleccionar las métricas y crear un índice biótico.

El diagnóstico de los ecosistemas acuáticos a través del uso de métricas e índices bióticos se ha desarrollado ampliamente en América del Norte, Europa y Asia (Cai et al., 2019). En América del Sur, si bien existe un creciente número de trabajos sobre evaluación de ríos (y en menor medida de lagunas) no son muchos los que están basados en métodos multimétricos (Dos Santos et al., 2011; Kuhlmann et al., 2012; Pero et al., 2019, entre otros). El diseño de este tipo de metodologías es más reciente y aún es muy escaso (Fierro et al., 2018; Pawlowski et al., 2018).

A nivel mundial, podemos decir de manera resumida, que el diagnóstico de la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos requiere procedimientos estandarizados para muestrear, procesar e identificar organismos indicadores, seguidos del cálculo posterior de métricas e índices bióticos que se comparan con valores de métricas e índice derivados de las condiciones de referencia, con el fin de evaluar el estado ecológico del ecosistema acuático (**Figura 2**).

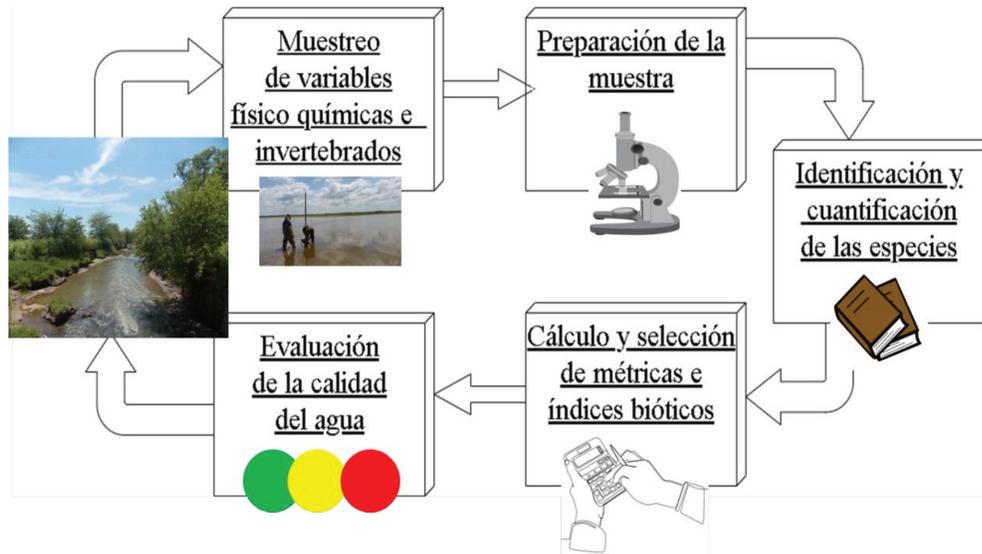


Figura 2. Diagrama de los pasos principales en los procedimientos de diagnóstico de la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos.

En Argentina, numerosos estudios han documentado cómo afecta el uso de suelo agrícola, urbano e industrial a los macroinvertebrados (por ejemplo, Rodrigues Capítulo et al., 2003; Miserendino et al., 2008; Brand & Miserendino 2015; Armendáriz et al., 2017; Horak et al., 2020) y en muchas regiones del país se han desarrollado métricas e índices (solo para ambientes lóticos) como es el caso de la Patagonia: Monitoreo Biótico de arroyos de la Patagonia (BMPS, por sus siglas en inglés, Miserendino & Pizzolón, 1999); noroeste argentino: Índice Biótico de las Yungas basado en 4 taxa (IBY-4, por sus siglas en inglés, Dos Santos et al., 2011); y la región pampeana: Índice Biótico Carcarañá (IBC, Gualdoni & Corigliano, 1991), Índice de Macroinvertebrados para Ríos

Pampeanos (IMRP, Rodrigues Capítulo, 1999) e Índice Biótico Ríos Pampeano (IBPAMP, Rodrigues Capítulo et al., 2001).

Hasta la fecha, existe poca información para el sistema del río Paraná Medio sobre métricas e índices que se utilicen para monitorear y diagnosticar (Marchese et al., 2020). Se han propuesto dos métricas individuales: la relación *Limnodrilus hoffmeisteri*/densidad total (*L.hoff*/DT), y la densidad de Oligochaeta/Densidad de Chironomidae (O/C) (Marchese & Ezcurra de Drago 1999; Pavé & Marchese 2005) para evaluar el efecto de la contaminación orgánica en los cuerpos de agua. Por otro lado, los índices bióticos y multimétricos propuestos en la bibliografía mundial no son adecuados para aplicar a los ríos de mayor caudal del sistema del río Paraná, debido fundamentalmente a que tienen en cuenta a grupos de insectos (como Plecoptera) que no son registrados en la región. O bien grupos de Insecta que son registrados ocasionalmente y en escaso número (como por ejemplo Trichoptera) (Marchese et al., 2020).

Debido a que la estructura y funcionamiento de la comunidad de los macroinvertebrados cambia al modificarse las condiciones ambientales de sus hábitats, es posible emplear estas características en otro nivel de organización, como el **nivel metacomunitario** para evaluar si las interacciones entre los macroinvertebrados pueden variar en el espacio como resultado de los cambios en el uso de suelo (Dallas & Jordano, 2021). El concepto de metacomunidades se refiere a las comunidades que se encuentran inmersas en una matriz espacial (o temporal) y con conectividad entre ellas (Vellend, 2016). Para el río Paraná Medio, se han encontrado taxa de macroinvertebrados que participan en dinámicas metacomunitarias en ambientes relativamente no antropizados y con conectividad no regulada (Zilli & Marchese, 2011).

Una manera de analizar la estructura de las metacomunidades de acuerdo con el impacto de los diferentes usos de suelo es a través del análisis de modularidad y roles topológicos. La modularidad se define como el grado en que algunos grupos de comunidades tienen una mayor probabilidad de flujos mutuos de organismos frente a los flujos hacia otras comunidades (May, 1972; Newman & Girvan, 2004). En este sentido, la modularidad detecta grupos de comunidades (denominados módulos) con un número relativamente alto de conexiones mutuas que favorecen el movimiento de individuos vecinos, incluso cuando cada individuo es capaz de llegar a cualquier comunidad del paisaje (Borthagaray et al., 2014b).

Se ha demostrado que la influencia de los diferentes usos de suelo afecta los patrones y procesos asociados en la estructura metacomunitaria, y esto se relaciona con la alteración de la conectividad de las comunidades (Larsen & Ormerod, 2014). Por lo tanto, si la estructura de una metacomunidad

depende de la interacción entre la capacidad de dispersión de las especies y las condiciones locales en cada hábitat (bióticos y abióticos), cualquier impacto por usos de suelo afectaría estos mecanismos y puede generar modificaciones. Comprender el papel de las taxa en una red de interacciones (es decir su rol topológico) es el primer paso para comprender cómo influyen los cambios del uso de suelo en la composición y la importancia relativa de las taxa en las redes. El rol de una especie nos indica la capacidad que posee para poder acoplar los compartimentos en el espacio. Desde un punto de vista ecológico, la pérdida de especies conectoras llevaría a un aislamiento de los módulos, promoviendo la fragmentación del espacio. Estos estudios enriquecen el conocimiento de base en la región y permite desarrollar estrategias para los programas de monitoreo (Heino, 2013a).

Con lo que respecta a nuestra **región de estudio**, el río Paraná se origina en la confluencia de los ríos Paranaíba y Grande (Brasil) recorriendo 2570 km hasta su desembocadura en el Río de la Plata (Paoli & Schreider, 2020). Bonetto & Drago (1968) delimitan un tramo medio que se extiende desde la confluencia del río Paraguay hasta la ciudad de Diamante (Entre Ríos). Según esta clasificación el **tramo medio del río Paraná** tiene una extensión de 600-750 km, con un canal principal con patrón típicamente trenzado constituido por segmentos anchos caracterizados por dos o más ramificaciones e islas (Soldano, 1947; Iriondo, 2007; Paira, 2021). El régimen del caudal del río en este tramo está determinado primariamente por el aporte del Alto Paraná (>2250 mm de precipitaciones), mientras que la gran carga de sedimentos en suspensión proviene principalmente del sistema Paraguay, aportados en su mayoría por el río Bermejo (Amsler et al., 2007). Localmente presenta un clima subtropical húmedo con exceso hídrico (1000 mm anuales) (Iriondo, 2007) y precipitaciones mayores durante el período estival (Manzi & Fritschy, 1982). La temperatura media anual es de 18°C.

Este río ha construido y modelado una planicie aluvial compleja por los procesos erosivos del río y el transporte y deposición de sedimentos. En este sistema, una parte considerable de la biodiversidad es aportada por los macroinvertebrados. Estos organismos son importantes en densidad, riqueza y diversidad en estos ambientes (sintetizado en Marchese et al., 2002; Ezcurra de Drago et al., 2007; Zilli & Montalto, 2011; Collins & Marchese, 2020). En el valle aluvial, la complejidad de organización de los macroinvertebrados aumenta en la dimensión transversal (Ezcurra de Drago et al., 2007; Zilli et al., 2008a). La diversidad y riqueza de las especies de macroinvertebrados aumenta hacia los cauces secundarios y las lagunas de la planicie de inundación, con dominancia de los grupos Oligochaeta y Chironomidae. Por eso, algunas especies de macroinvertebrados de los ambientes leníticos son distintos a las de los ambientes lóticos

(Ezcurra de Drago et al., 2007), con gradientes laterales de mayor composición de unidades taxonómicas, abundancia y biomasa en el sentido cauce principal - cauces secundarios - llanura de inundación (Bertoldi de Pomar et al., 1986; Marchese & Ezcurra de Drago, 1992).

El **cauce principal** y los **cauces secundarios** presentan grandes diferencias en cuanto a la dinámica, velocidad de la corriente, flujo, turbiedad, color, sólidos suspendidos y cobertura vegetal, con respecto a las lagunas del valle aluvial. La oferta de hábitats, recursos y refugios es muy distinta entre los ríos y las lagunas, lo que influye en la distribución, abundancia y complejidad de los macroinvertebrados (Ezcurra de Drago et al., 2007). Debido a estas diferencias, en la tesis se decidió trabajar ambos sistemas (lótico y lenítico) por separado y evaluar las distintas métricas e índices para cada uno de ellos según las ecorregiones donde se encuentren.

Dada la magnitud de la cuenca, es posible observar **lagunas** cuyos orígenes y dinámicas geomorfológicas difieren entre ellas. Las lagunas se definen como cubetas temporarias o permanentes, que pueden presentar sus superficies libres o cubiertas, parcial o totalmente por macrófitas, con diferentes tipos y niveles de conectividad (Drago, 1981; Drago et al., 2003; Paira, 2021). Las fases de conexión para cada laguna quedan determinadas por su ubicación dentro de la llanura, la topografía y principalmente por el tipo de conexión con el cauce (directa, indirecta o aislada) (Drago, 1981).

La red hidrográfica del río Paraná Medio está compuesta por varios subsistemas que actúan como **tributarios** como por ejemplo el sistema del **río Salado (ecorregión transicional)** y del **río Carcarañá (ecorregión pampeana)**, los cuales presentan un patrón topográfico e hidrológico diferente al río Paraná (Iriando & Paira, 2007).

Por un lado, los grandes tributarios que cruzan el Chaco han formado abanicos aluviales, que son sistemas complejos compuestos por numerosas unidades sedimentarias y geomorfológicas que se formaron en diferentes épocas y bajo diferentes condiciones climáticas. El tributario más austral del Chaco es el **río Salado**, con una importante cuenca de 247.000 km² y 1.500 km de longitud. El limo, la arcilla y la arena fina son los sedimentos clásticos más importantes, y los cloruros dominan entre las sales solubles (Iriando et al., 2007). Por otro lado, La Pampa drenada por cauces fluviales, presenta un sistema muy importante como es el **río Carcarañá**. Este sistema es caracterizado por interesantes redes fluviales “no clásicas”, con divisiones difusas, cursos de agua pantanosos de bajo orden y otros elementos anómalos (Iriando & Drago 2004).

Las redes hidrográficas mencionadas, discurren a lo largo de la **provincia de Santa Fe** la cual está ubicada en la región centro del país. Esta provincia posee una particularidad por su condición

fluvial ya que presenta un alto grado de complejidad hídrica (Szupiany, 2021). Los cursos naturales de los ríos descritos más arriba (**Paraná Medio**, **Salado** y **Carcarañá**) y las **lagunas** de la región, fueron sometidos a extensos procesos de cambios en sus usos de suelo, lo que ha amenazado y amenaza su biodiversidad.

La provincia cuenta con una superficie de 132.638 km². Está dividida en **5 ecorregiones** (**Figura 3**): transicional, valle del río Paraná, pampeana, chaco Semiárido y cuña Boscosa (Biasatti et al., 2016). En el desarrollo de esta tesis, analizamos datos que corresponden a 3 de las 5 ecorregiones: transicional, valle del río Paraná y pampeana. Los datos corresponden a una base de datos histórica y a muestreos realizados durante el desarrollo de esta tesis doctoral (**Material Suplementario A y B**).

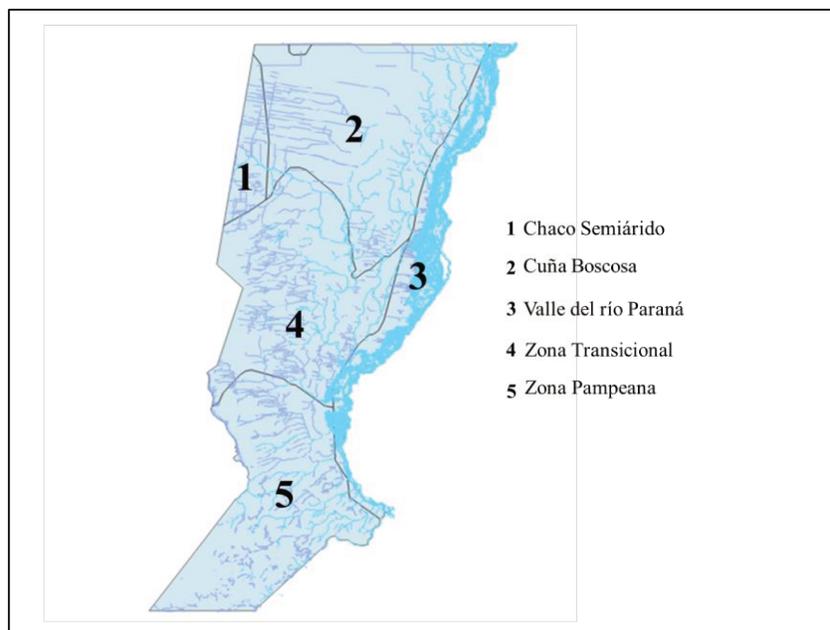


Figura 3 Esquema de la distribución de las ecorregiones en la provincia de Santa Fe.

Debido a todo lo expuesto, en el desarrollo de la presente tesis se realizaron análisis de la estructura de las comunidades y metacomunidades de los macroinvertebrados para determinar cambios relacionados con diferentes usos de suelo. Estos análisis son de escaso conocimiento en el sistema del río Paraná y nuestra principal hipótesis es que los indicadores basados en macroinvertebrados en los distintos tipos de ambientes (lóticos y leníticos) difieren entre los usos de suelo en el sistema del río Paraná.

Objetivos

Objetivos Generales

- Evaluar cuáles son los indicadores basados en macroinvertebrados más apropiados para evaluar la degradación ambiental producto de diferentes usos de la tierra en ríos y lagunas del sistema del río Paraná.
- Describir el estado ecológico de ríos y lagunas en el sistema del río Paraná a través de métricas de las comunidades y metacomunidades de macroinvertebrados.

Objetivos Específicos

- 1) Describir y analizar las características físicas, químicas y ecorregionales ligadas al uso de suelo de ríos y lagunas del sistema del río Paraná.
- 2) Determinar los atributos a nivel de la comunidad (riqueza, equitatividad, diversidad) en ambientes con diferente uso del suelo.
- 3) Realizar comparaciones de la composición de las comunidades de invertebrados en sitios con diferente uso de suelo.
- 4) Aplicar diferentes índices bióticos y evaluar su sensibilidad en ambientes del sistema del río Paraná pudiendo requerir ajustes regionales.
- 5) Evaluar la asociación de las diferentes métricas (atributos, índices, etc.) con variables ambientales en función del uso de suelo.
- 6) Comparar a nivel de la metacomunidad la modularidad y co-ocurrencia de invertebrados en ambientes con diferentes usos de suelo.
- 7) Analizar los cambios en los roles topológicos de las taxa para diferentes alteraciones antropogénicas en relación con el uso del suelo.

Capítulo 1

Ambientes lóticos de la ecorregión pampeana

Introducción

El usos del suelo agrícola es una de las principales causas de degradación de los cuerpos de agua en todo el mundo principalmente por los aportes de contaminantes difusos (Stehle & Schulz, 2015). El enriquecimiento de nutrientes, la contaminación con plaguicidas y productos farmacéuticos son algunas de las alteraciones por el uso de suelo agrícola que más impacto tiene en los ecosistemas acuáticos afectando su funcionamiento y alterando las comunidades biológicas (Sutton et al., 2011; Negro et al., 2019; Gutiérrez et al., 2022). Por otro lado, las actividades agrícolas conducen a varios tipos de alteración del hábitat por canalización, dragado y remoción de la vegetación ribereña (Rasmussen et al., 2013). La modificación del bosque de ribera de los ríos y arroyos altera funciones claves de la vegetación para el hábitat acuático como el sombreado, aporte de detritos, provisión de hábitat y captura de nutrientes provenientes del suelo productivo que son transportados hacia el cauce, entre otros (Munné et al., 2003). Por su parte, la heterogeneidad del hábitat fluvial también se ve afectada por el dragado y canalización para suplir necesidades de agua por actividades agropecuarias. Esto disminuye la heterogeneidad física de los ambientes y la diversidad del sustrato, y favorece el rápido drenaje del agua de lluvia evitando que el suelo productivo se anegue (Pardo et al., 2002).

El impacto del uso de suelo agrícola es particularmente fuerte en arroyos de bajo orden, en los que la biodiversidad y la eficiencia de los procesos ecosistémicos se ven gravemente afectados (Vörösmarty et al., 2010). Una amplia gama de estudios han confirmado que los macroinvertebrados acuáticos poseen una alta biodiversidad en arroyos de bajo orden (resumido en Biggs et al., 2016). Además, otros estudios han demostrado que los macroinvertebrados bentónicos son sensibles a los cambios por uso de suelo agrícola, y por lo tanto eficaces para detectar la degradación de los ecosistemas ribereños y hábitat fluvial (Palma et al., 2009; Arnaiz et al., 2011).

La ecorregión pampeana en la provincia de Santa Fe limita la mitad suroeste con la planicie de inundación del río Paraná Medio (por la margen derecha). Los tributarios de la cuenca del Paraná en esta zona son mayormente cauces de bajo orden de flujo intermitente. Estos arroyos de bajo orden son muy abundantes en todo el mundo y juegan un papel crucial como proveedores de servicios ecosistémicos, tales como provisión de agua, recarga de acuíferos, control de inundaciones, trampa de sedimentos y contaminantes, reciclado de nutrientes, entre otros (Meyer, 2003). La mayoría de estos arroyos presentan un flujo intermitente al fluir estacionalmente como resultado del aumento del caudal en los períodos de precipitaciones (McDonough et al., 2011). Por lo general estos arroyos de bajo orden discurren en cuencas pequeñas inmersas en matrices agrícolas y por lo tanto no están estrictamente dentro de la definición de masas de agua fluvial proporcionada por la Water

Framework Directive (DWF por su sigla en inglés, 2000). Esto significa que el estado ecológico de las cuencas con arroyos de bajo orden usualmente se extrapola del diagnóstico de los cursos de agua mayores (cauces principales). Sin embargo, es evidente que el estado ecológico de los cursos mayores va a depender de la calidad del agua que es aportada por estos arroyos de primeros órdenes a la red fluvial (McGarrigle, 2014).

Los arroyos de mayor orden tienen un flujo más permanente de agua, proveen de un hábitat más estable y tiene una menor influencia del impacto derivado del uso de suelo aledaño en comparación con los de bajo orden (Biggs et al., 2016) ya que presentan riberas más altas y drenan a través de un paisaje con zonas que suelen ser menos empleadas para agricultura por presentar suelos anegados (McGarrigle & Kershaw, 2016). En cambio, los arroyos de bajo orden en cuencas agrícolas son particularmente vulnerables por su alto contacto con la tierra y el volumen de agua relativamente bajo en comparación con ríos mayores (McGarrigle, 2014). Sumado a esto, en sistemas de flujo intermitente, los arroyos de menor orden reducen a un nivel mínimo su caudal e incluso se secan, siendo más inestables que los de mayor orden, en donde los hábitats acuáticos tienen una mayor permanencia y conectividad hidrológica en el tiempo.

En una misma matriz de uso de suelo, esto podría generar diferencias en las comunidades de macroinvertebrados en un gradiente desde los de menor orden (con mayor influencia de impactos) a los de mayor orden, lo que podría ser muy útil a la hora de considerar ajustes en los diagnósticos de calidad ambiental. Debido a lo expuesto, en este capítulo se plantearon los siguientes objetivos:

Objetivos

- 1) Describir y analizar las características físicas, químicas y ecorregionales ligadas al uso de suelo en los ambientes lóticos de la ecorregión pampeana de la provincia de Santa Fe
- 2) Determinar los atributos de la comunidad de macroinvertebrados en los ambientes estudiados
- 3) Realizar comparaciones de la composición de las comunidades de macroinvertebrados entre los sitios
- 4) Aplicar diferentes índices bióticos y evaluar su sensibilidad en los diferentes ambientes
- 5) Comparar a nivel de la metacomunidad la composición, modularidad y coocurrencia de los macroinvertebrados en los ambientes
- 6) Analizar los cambios en los roles topológicos de las taxa en los diferentes usos de suelo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de muestreo corresponde a la cuenca Cañada Carrizales situada en la ecorregión pampeana de la provincia de Santa Fe. Esta ecorregión contiene el 21% del área sembrada de la Argentina, representando la mayor zona productiva de Sudamérica y una de las más importantes del mundo en cuanto a calidad y cantidad de tierras. Los principales cultivos en el área de estudio son *Glycine max* (soja), *Zea mays* (maíz) y *Triticum sp* (trigo).

Según el informe productivo provincial de Santa Fe del año 2017, la superficie de soja sembrada en la región de estudio fue de 3,5 millones de hectáreas con un rendimiento de cultivo de 2,66 toneladas(tn)/hectáreas(ha). La superficie sembrada de maíz fue de 629 mil ha con un rinde medio de 8,3 tn/ha, y la de trigo fue de 943,9 mil ha con un rinde medio de 3,4 tn/ha (Capurro et al., 2013).

Para los suelos de la ecorregión pampeana, los nutrientes que en mayor medida condicionan el crecimiento y rendimiento de estos cultivos son el nitrógeno (N) y el fósforo (P). La aplicación de estos nutrientes en la región es de aproximadamente 86,48 kg/ha de N y de 13,12 kg/ha de P durante los meses de noviembre, diciembre y marzo para la siembra de soja de primera y de segunda (Capurro et al., 2013). Esto se tuvo en cuenta para la realización de los muestreos.

La región presenta un régimen térmico de tipo templado, con una media anual de 16,5°C, diferenciándose una **estación húmeda** durante los meses de primavera-verano, y una **estación seca** durante el otoño-invierno. En el período de octubre a marzo se concentra aproximadamente el 70% de las lluvias. Si bien la pluviometría anual varía desde los 700 mm hasta los 1000 mm, las precipitaciones acumuladas mensuales registradas en noviembre de 2017 y julio de 2018 (meses de muestreo) fueron solo de 2,31 y 0,62 mm, respectivamente (Sistema Nacional de Información Hídrica).

Se seleccionaron arroyos de primer, segundo y tercer orden (**Figura 4, 5 y 6**). Los arroyos se clasificaron empleando imágenes satelitales utilizando la metodología de Strahler (1957): arroyos de primer orden= P1, P2, P3, P4; segundo orden= P5, P6, P7 y P10; tercer orden=P8, P9 y P11 (**Figura 7**). La toma de muestras se realizó durante la estación húmeda (noviembre 2017) y la estación seca (julio 2018). Se observó que estos arroyos presentan agua durante todo el año con caudal variable y flujo estacional en función del orden. Los arroyos de primer orden presentaron un caudal bajo (promedio de 3,6 m³/s) y flujo intermitente, con variación estacional y baja

conectividad hidrológica. Mientras que los arroyos de segundo y tercer orden mantuvieron un flujo anual con menor amplitud de caudal (promedio de 15 m³/s) (Gutiérrez et al., 2020).



Figura 4 Fotos tomadas de los arroyos de primer orden en los sistemas lóticos de la ecorregión pampeana (arroyo Tres Lagunas (P1), arroyo Las Espigas (P2), arroyo El Arbolito (P3) y arroyo Bajo las Estacas (P4), cuenca Cañada Carrizales). Fotografía: Florencia Facelli.



Figura 5 Fotos tomadas de los arroyos de segundo orden en los sistemas lóticos de la ecorregión pampeana (arroyo El Chupino (P5), arroyo “Confluencia a” (P6), arroyo “Confluencia b” (P7) y Canal Irigoyen (10), cuenca Cañada Carrizales). Fotografía: Florencia Facelli.



Figura 6 Fotos tomadas de los arroyos de tercer orden en los sistemas lóticos de la ecorregión pampeana (Cañada Carrizales (P8), arroyo “Confluencia c” (P9) y arroyo Monje (P11), cuenca Cañada Carrizales).
Fotografía: Florencia Facelli.

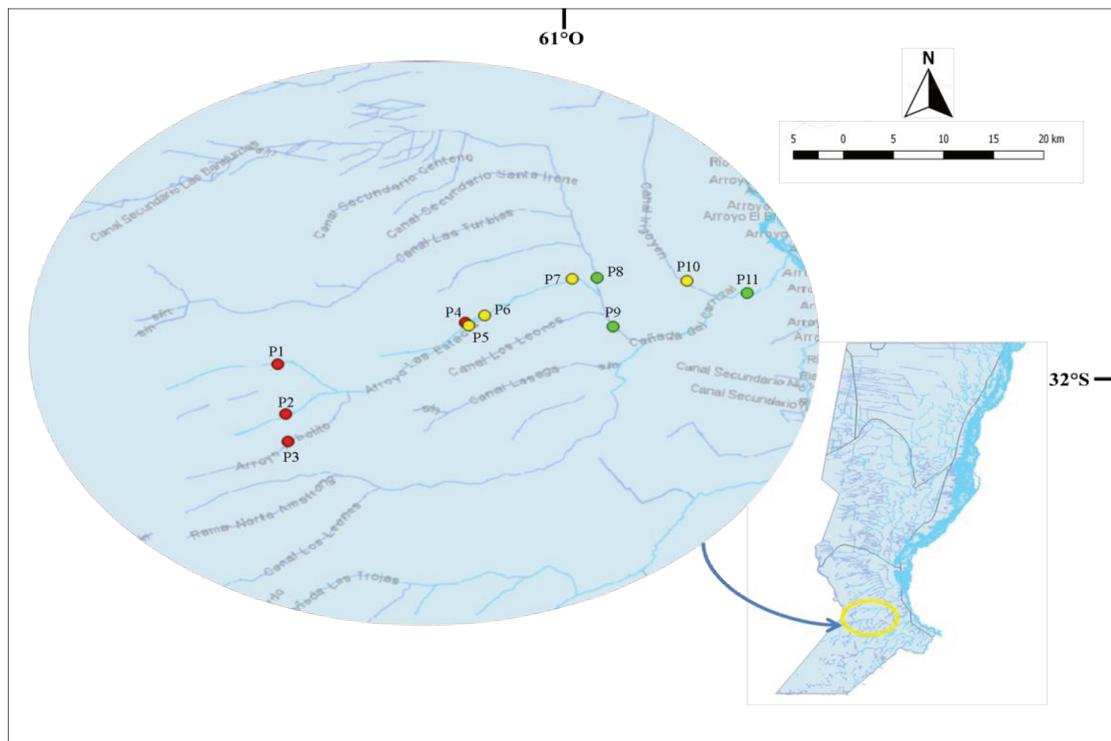


Figura 7 Localización de los sitios de muestreo en los sistemas lóticos de la ecorregión pampeana (cuenca Cañada Carrizales). En círculos: rojos (arroyos de primer orden y mayor degradación), amarillos (arroyos de segundo orden y degradación intermedia) y verdes (arroyos de tercer orden y baja degradación).

Todos estos cuerpos de agua discurren en sentido oeste-este para desembocar en el río Paraná. Son vías de escurrimiento superficial típicas de llanura, mayoritariamente lentas, de patrón meandriforme en varios tramos. Actualmente están modificados por actividades antrópicas: canalizaciones y rectificaciones de cursos. El fondo de estos arroyos es limo-loésico o arcilloso, con abundantes detritos orgánicos y transportan agua de elevada turbiedad a causa de la alta concentración de sólidos en suspensión, ácidos húmicos y fúlvicos (Biasatti et al., 2016).

Usos del suelo

La clasificación por usos de suelo en cada punto de muestreo se realizó para evaluar los patrones generales del uso de suelo dominante, ya que a través de esta metodología se puede determinar si existe una relación predictiva entre los usos del suelo y la composición y estructura de los macroinvertebrados (Ometo et al., 2001; Huryñ et al., 2002; Sponseller et al., 2001). El uso del suelo se tipificó por el uso predominante del suelo exclusivamente en el siguiente área: 2000 metros aguas arriba del sitio de muestreo con una zona de amortiguamiento lateral de 500 metros (Di Prinzio et al., 2009), utilizando el Sistema de Clasificación de Cobertura Terrestre - LCCS (Di Gregorio & Jansen, 1998; Di Gregorio, 2005, con un nivel de resolución espacial de: xMín,yMín - 62.8797,-34.3836 y xMáx,yMáx -58.8808,-27.9994). Los análisis se realizaron con el software QGIS 2.18.24.

Para identificar el uso del suelo en cada sitio, se utilizaron fuentes de datos de diferentes oficinas gubernamentales y sitios web (fuente: Instituto Provincial de Estadística y Censos (IPEC)- Delegación Santa Fe, Infraestructura de Datos Espaciales de Santa Fe (IDESF), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)).

La clasificación quedó reducida a un solo uso de suelo agrícola (AG) ya que los sitios se encontraban totalmente inmersos en una matriz de cultivo de herbáceas no gramíneas.

Muestras

Variables fisicoquímicas

En cada sitio se registraron las principales variables fisicoquímicas en el centro del curso de agua: transparencia del agua (cm) con disco de Secchi, profundidad (cm) con sonda portable (Hondex PS-7), sólidos disueltos (g/L), pH, conductividad (CD) ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), potencial redox (mV) y oxígeno disuelto (OD) ($\text{mg O}_2/\text{L}$) con equipo multiparamétrico (HACH HQ40D). También se tomaron muestras para análisis de DBO_5 (ppm O_2) por método Winkler (1888) y DQO (ppm O_2)

por método de digestión en *Hach Analytical Chemistry*. Los nutrientes: nitritos (ppm NO₃-N), nitratos (ppm NO₂-N), amonio (ppm NH₃-N) y P total (ppm P) fueron analizados a través del método titrimétrico con EDTA. Los sólidos suspendidos totales (mg/L) siguiendo el protocolo de APHA (2005). Para la determinación de la clorofila *a* se utilizó la metodología de Lorenzen (1967, en APHA, 1992) y se midió con un espectrofotómetro HACH DR5000.

Se realizó una caracterización ambiental del agua basadas en los límites de calidad del agua para la preservación de la vida acuática establecidos por: Dodds & Smith (2016) para las concentraciones de clorofila *a* (clor *a*); Salvioli et al. (2019) para las concentraciones de OD, DBO₅, DQO; y la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2003) para las concentraciones de amonio, nitratos, nitritos y fósforo total (**Tabla 1**). Estas variables fisicoquímicas actúan como descriptores de contaminación orgánica y enriquecimiento de nutrientes. A partir de esta información, se construyeron 3 clases de calidad del agua (buena, regular y mala).

Tabla 1 Valores de la calidad del agua buena (verde), regular (amarilla) y mala (rojo) según los límites establecidos por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2003), Dodds & Smith (2016) y Salvioli et al. (2017).

Clases de calidad del agua	
Buena	Referencia
clor <i>a</i> (µg l ⁻¹) <10	Dodds & Smith (2016)
O ₂ (mg l ⁻¹) >5	Salvioli et al. (2019)
DBO (ppmO ₂) <3	
DQO (ppmO ₂) <100	
NO ₃ ⁻ (ppm) <1	Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2003)
NO ₂ ⁻ (ppm) <50	
NH ₄ ⁺ (ppm) <0,5	
P total (ppm) <0,01	
Regular	Referencia
clor <i>a</i> (µg l ⁻¹) 10-30	Dodds & Smith (2016)

O ₂ (mg l ⁻¹)<5	Salvioli et al. (2019)
DBO (ppmO ₂)>3	
DQO (ppmO ₂)>100	
NO ₃ ⁻ (ppm)>1	Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2003)
NO ₂ ⁻ (ppm)>50	
NH ₄ ⁺ (ppm) 0,5-2	
P total (ppm)>0,01	
Mala	Referencia
clor <i>a</i> (µg l ⁻¹)>30	Dodds & Smith (2016)
O ₂ (mg l ⁻¹)<5	Salvioli et al. (2019)
NH ₄ ⁺ (ppm)>2	Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2003)

Mediante test de Kruskal-Wallis se evaluó la existencia de diferencias significativas entre los distintos órdenes de arroyos para cada uno de los parámetros ambientales estudiados. En aquellos casos en los que el test de Kruskal-Wallis presentó resultados significativos ($p < 0,05$, $n=4$), se procedió a aplicar un test de Dunn para identificar cuáles fueron los órdenes entre los que existieron diferencias significativas ($p < 0,05$, $n=4$).

Índice de calidad del bosque de ribera (QBR) e Índice de hábitat fluvial (IHF)

Se utilizaron dos índices para evaluar la calidad ambiental de los arroyos según el estado de la vegetación ribereña y la heterogeneidad del hábitat. Por un lado, el QBR (Munné et al., 2003) que combina información del grado de cubierta vegetal de las riberas, la estructura vertical de la vegetación, la calidad y la diversidad de la cobertura vegetal y el grado de naturalidad del canal fluvial. La puntuación final del índice oscila entre 0 puntos (degradación extrema) y 100 puntos (bosque de ribera sin alteraciones, estado natural).

Por otro lado, el IHF (Pardo et al., 2002) valora la capacidad del hábitat físico para albergar una fauna determinada. Este índice fue desarrollado y aplicado basándose en las características

evaluadas en los ríos mediterráneos valorando de manera independiente la presencia de distintos componentes en el cauce fluvial. Decidimos modificarlo, eliminando el último bloque (cobertura de vegetación acuática) ya que los cuerpos de agua de la cuenca no presentaban ningún tipo de vegetación acuática. Por tanto, el IHF utilizado contó de 6 bloques: (1) inclusión rápidos-sedimentación pozas, (2) frecuencia de rápidos, (3) composición del sustrato, (4) regímenes de velocidad-profundidad, (5) porcentaje de sombra en el cauce, (6) elementos de heterogeneidad. La puntuación final es el resultado de la suma de la puntuación obtenida en cada uno de los bloques y nunca puede ser mayor que 100.

Además, se realizaron correlaciones de Spearman entre los valores del IHF y las métricas de riqueza de los macroinvertebrados, ya que se plantea que a mayor heterogeneidad y diversidad de estructuras físicas del hábitat, mayor será la diversidad de las comunidades biológicas que lo ocupan (Smith & Smith, 2000).

Macroinvertebrados

En este capítulo, el procedimiento de muestreo de macroinvertebrados bentónicos presentó un diseño de muestreo de hábitat múltiples (multihabitat approach, EPA; Barbour, 1999) recomendado para arroyos que presenten poca profundidad y alta heterogeneidad de parches con diferente velocidad de la corriente. Para ello se muestrearon en cada sitio (n=11) los hábitat bentónicos presentes, definidos según su profundidad y velocidad de corriente como: somero-rápido, somero-léntico, profundo-rápido, profundo-léntico. Se recolectaron tres réplicas de macroinvertebrados con dragas Tamura (322 cm²) o Rigosha (*mud snupper*) (100 cm²) o red D (de 30 cm de ancho, haciendo barridas de 1 m de largo con una malla de 200 µm) de acuerdo a las características del sustrato y la profundidad de cada hábitat. En campo, todas las muestras fueron tamizadas con malla de 200 µm, fijadas en solución de formaldehído al 10% y teñidas con eritrosina. Las muestras fijadas y teñidas fueron transportadas al laboratorio y almacenadas en recipientes de plástico. En el laboratorio, los invertebrados se separaron de los sedimentos bajo un microscopio estereoscópico y se conservaron en una solución de etanol al 70 % antes de su identificación y recuento. La identificación y el conteo se realizaron sobre la totalidad de la muestra. Esto se hizo bajo microscopios estereoscópicos u ópticos siguiendo las claves taxonómicas de Lopretto & Tell (1995), Brinkhurst & Marchese (1989), Merrit & Cummins (1996), Domínguez & Fernández (2009) y Trivinho-Strixino (2011). A las taxa se les asignó un FFG (CR, CF, R, F, D, T) según Merrit et al. (2008) e información obtenida en la región de estudio (Motta et al., 2004; Tomanova et al., 2006; Zilli et al., 2008; Saigo et al., 2016).

Luego de haber identificado y contado los individuos de macroinvertebrados en cada muestra, se calculó la densidad de individuos por metro cuadrado.

Se recopiló información sobre los niveles de tolerancia a la contaminación orgánica de las taxa presentes en la cuenca basándonos en bibliografía disponible. Se tomaron las listas incluidas en los apéndices de Barbour et al. (1999) y Ode (2003) que se basan en una escala de 0 (muy intolerante) a 10 (altamente tolerante) y que consideran las taxa por encima de 5 como tolerantes a la contaminación, y por debajo de 5 como sensibles. Esta información se complementó para determinados taxa con los trabajos de Schuytema et al. (1997), Barbour et al. (1999), Williner & Collins (2003), Boccolini et al. (2005), Rodríguez Capítulo et al. (2003), Ode (2003), Wilson & Ruse (2005), Moreno & Callisto (2006), Cazzaniga (2011), Lima et al. (2013), Mazzoni et al. (2014), Stoica et al. (2014), Saito & Fonseca-Gessner (2014) (Apéndice A).

Cálculo y selección de métricas

Un total de 92 métricas fueron calculadas para los diferentes órdenes de arroyos y para las dos estaciones climáticas (**Apéndice B**). Las métricas fueron calculadas y clasificadas en 6 grupos: riqueza ($\approx 20\%$ métricas), densidad ($\approx 29\%$), composición ($\approx 20\%$), tolerancia (11%), diversidad y dominancia ($\approx 2\%$), FFG ($\approx 11\%$) e índices bióticos ($\approx 7\%$). Los índices bióticos calculados se basaron en el método BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) y ASPT (*Average Score Per taxón*) (Armitage et al., 1983) y sus adaptaciones, BMWP' (*Biological Monitoring Working Party*, Alba Tercedor & Sánchez Ortega 1988), BMWP'' (*Biological Monitoring Working Party*, Loyola, 2000), IMRP (Índice de Macroinvertebrados en Ríos Pampeanos, Rodríguez Capítulo 1999) y los índices multimétricos ICBrio (*Índice das Comunidades Benticas em Ríos*, Kuhlmann et al., 2012) e IBIS (*Index of Benthic Invertebrates in Saline Rivers*, Capeletti et al., 2021).

Las métricas con rangos bajos o con la mayoría de los valores idénticos, son incapaces de diferenciar los sitios más impactados respecto de aquellos menos impactados (Stoddard et al. 2008). Por lo tanto, se eliminaron las métricas de riqueza con rango <6 , métricas porcentuales con rango de $<10\%$, y las métricas con $>90\%$ de los valores iguales a cero (Klemm et al. 2003, Macedo et al. 2016).

Luego, para evaluar el nivel de sensibilidad de cada métrica se utilizó la metodología propuesta por Barbour et al. (1996), que evalúa la sensibilidad de las métricas mediante la valoración de medias y rangos intercuartílicos: sensibilidad tipo 3 (sin superposición de rangos intercuartílicos), tipo 2 (baja superposición de rangos y las medianas fuera de la superposición), tipo 1 (moderada superposición de rangos intercuartílicos y las medianas fuera de la superposición) y tipo 0 (mucho superposición de

rangos y mediana). Para este capítulo tuvimos las métricas que mostraron niveles de sensibilidad alta (tipo 3 y 2) para diferenciar los diferentes órdenes de arroyos según el uso de suelo.

Después de aplicar el método de Barbour et al. (1996), se analizaron las métricas seleccionadas siguiendo los siguientes criterios: 1) no ser redundante entre métricas, 2) mostrar la respuesta pronosticada a las variables de calidad del agua, 3) mostrar la mayor sensibilidad a las degradaciones, 4) que sea fácil de calcular/usar con fines de seguimiento en el futuro (científicos, organismos de gestión, entre otros). La redundancia entre las métricas se probó mediante un análisis de correlación de Pearson. Una métrica se consideró redundante si el coeficiente de correlación era superior a 0,70 y el valor de significancia inferior a 0,05.

Para evaluar el posible agrupamiento de los puntos de muestreo según el orden de arroyo, en base a la similitud entre las comunidades biológicas, se realizaron análisis exploratorios mediante la técnica de Escalamiento Multidimensional no Métrico (*Nonmetric multidimensional scaling*, NMDS, por sus siglas en inglés), utilizando el índice de disimilitud de Bray Curtis calculado a partir de las densidades de taxa encontradas en cada arroyo. Para determinar si la composición taxonómica de los arroyos de diferentes órdenes resultaba significativa se aplicó un Análisis de Similitud (*Analysis of Similarities*, ANOSIM, por sus siglas en inglés). Las permutaciones del NMDS y del ANOSIM fueron restringidas dentro de cada estación.

Finalmente, para determinar cuáles fueron las taxa que determinaron el 70% de la disimilitud acumulada entre la estación húmeda y la estación seca de acuerdo al orden de los arroyos, se llevó a cabo un Análisis de Porcentaje de Similitudes R (*Similarity Percentage*, SIMPER, por sus siglas en inglés). Adicionalmente se realizó un Ajuste de las Variables Ambientales a una Ordenación (ENVFIT, por sus siglas en inglés) sobre el orden obtenido en el NMDS para evaluar cuáles eran las variables ambientales significativas que diferenciaban las comunidades biológicas. Finalmente, realizamos una superposición adicional de las variables ambientales en el gráfico de NMDS para visualizar las tendencias.

Modularidad y roles topológicos

En las **redes de coocurrencia** (por ejemplo los invertebrados coocurriendo en una cuenca, un grupo de lagunas, etc.), la modularidad es una medida del grado en que la red se organiza en módulos de nodos, en nuestro caso grupos de taxa. En un módulo los nodos tienen mayor cantidad de conexiones (coocurrencias) en el mismo módulo que con los nodos de otros módulos (Newman 2006). De tal modo, cada módulo corresponde a subconjuntos de especies cuya probabilidad de coexistencia es mayor en comparación con la probabilidad de coexistencia con otras especies de la

metacomunidad estudiada. Los valores de modularidad varían entre -1 y 1 (valor Q). Si el valor es cercano a 1, la partición de la red en módulos es muy buena, con una alta densidad de conexiones intra-modulares en comparación con las conexiones inter-modulares. Un valor cercano a 0 indica que la partición no es significativamente mejor que una partición aleatoria, mientras que un valor negativo sugiere que la partición sigue un patrón incluso no aleatorio (Newman, 2010). Los valores de modularidad Q , están acompañados de un valor z y un valor p . El valor z indica la puntuación asociada al valor de modularidad observado, lo cual permite compararlo con una distribución de valores de modularidad esperados bajo un modelo nulo. El valor $p < 0,05$ indica si la modularidad observada es estadísticamente significativa.

Para los cálculos de **modularidad** e inferencia de roles topológicos, se emplearon los códigos de *Rstudio* reportados en Dallas y Jordano (2021). En primer lugar, se construyó la red de coocurrencia a partir de la ocurrencia de las taxa por sitio. En nuestra red de coocurrencias positivas, las taxa que coocurrieron significativamente en comparación con lo esperable por azar se conectaron en una matriz binaria (0=no coocurren, 1=coocurren). A partir de esta matriz binaria, se estimó si la modularidad observada fue significativamente diferente a la esperada por azar. La significancia se obtuvo comparando el valor observado con el valor de prueba utilizando modelos nulos (95% de confianza, 2000 iteraciones). Para la generación de los modelos nulos, se utilizó un algoritmo secuencial para matrices binarias que cambia la estructura de la matriz, pero no influye en las sumas marginales (Gotelli & Entsminger, 2003). El número de puntos muestreados en el modelo nulo es igual al número de puntos de una especie determinada en el espacio cz (ecuación 1.1 y 1.2), es decir, el número de redes locales en las que se encontró una especie determinada. Este procedimiento de muestreo aleatorio se repite 1000 veces para cada especie, y el área cz de las especies se comparó con la distribución nula utilizando puntuaciones z comparando el área cz empírica con la media y la varianza del área cz para las simulaciones de los modelos nulos. Inferimos que si el área de una especie en este espacio cz es menor de lo que cabría esperar si las especies estuvieran formadas por especies elegidas totalmente al azar en cualquier red, entonces diríamos que la función de la especie está conservada (Newman, 2010).

Solo cuando la estructura modular resultó significativa se continuó con la estimación del **rol topológico de las taxa** basado en su membresía en un módulo (Guimera et al., 2005). El rol de la especie i tiene 2 componentes. El **primero** se define como el grado intramódulo (z) que es el número de conexiones que un taxón tiene con todos los otros de su mismo módulo. Esto indica

cuántas desviaciones estándar está por encima o por debajo de la media en términos de grado dentro del módulo. El puntaje de z se calcula para cada taxón i de la siguiente manera:

$$z_i = \frac{Kis - \bar{k}s}{\sigma ks} \quad (\text{ecuación 1.1})$$

donde Kis es el número de conexiones de las taxa i con otras taxa dentro de su módulo, y $\bar{k}s$ y σks son el promedio y desviación estándar del número de conexiones dentro del módulo de todos los demás taxones (excluyendo al taxón i).

El **segundo** componente es la conectividad entre módulos (c) que es una medida del número de conexiones que el taxón i tiene con las taxa de otros módulos, estandarizado por el grado del taxón i y se estima de la siguiente manera:

$$c_i = 1 - \sum_{t=1}^{Nm} \left(\frac{kit}{ki} \right)^2 \quad (\text{ecuación 1.2})$$

donde ki es el número total de conexiones que tiene la especie i con todas las demás especies en la red, independientemente de si pertenecen al mismo módulo o a diferentes módulos; y kit representa número de enlaces de la especie i con las demás especies del módulo t (incluido el módulo propio de i) (Nm es una expresión matemática que significa la sumatoria de la sumatoria). El valor de c_i está acotado entre 0 y 1, donde $c_i=0$ corresponde a una especie que solo está conectada a las taxa dentro de su propio módulo. La conexión de esa especie con las especies de otros módulos se efectiviza cuando coexiste en otra comunidad con una especie que no está dentro de su módulo (se formará un enlace y el valor de c_i será distinto a 0).

El rol de cada taxón se muestra en un espacio bidimensional zc , que se divide en 4 regiones siguiendo el criterio propuesto por Olesen et al. (2007). Los valores umbrales para definir los 4 roles fueron $z > 2,5$ y $c > 0,62$ según Olesen et al. (2007). Los roles definidos son:

- 1) Periféricas o especialistas: $z \leq 2,5$ y $c \leq 0,62$, o sea que tienen pocas conexiones y éstas son en su mayoría dentro del mismo módulo.
- 2) *Hubs* de módulo, conectoras de módulo: $z > 2,5$ y $c < 0,62$, son taxa con muchas conexiones y la mayoría con otras taxa dentro de su propio módulo.
- 3) Conectoras, generalistas: $z \leq 2,5$ y $c > 0,62$, son taxa clave para conectar diferentes módulos en la red y vinculan módulos sin contribuir fuertemente dentro de su módulo.

4) *Hubs* de red, conectoras de red o supergeneralistas: $z > 2,5$ y $c > 0,62$, pueden actuar como *hubs* de módulo y conectoras al mismo tiempo, conectando toda la red.

Luego de determinar el rol topológico en toda la red, sólo para las taxa presentes en al menos 2 usos de suelo (no aplicable para esta cuenca que contó con 1 solo uso de suelo) se evaluó el **cambio en su rol topológico entre los usos de suelo**. Para aquellas taxa que cambiaron su rol topológico se evaluaron 5 rasgos biológicos de los macroinvertebrados relacionados con las características morfológicas y de comportamiento (tamaño corporal, dispersión, movilidad y forma del cuerpo) y sus adaptaciones tróficas (**Apéndice C**) que se consideraron importantes para analizar los cambios de roles. Cada rasgo se resolvió en diferentes categorías siguiendo a Sarremejane et al. (2020).

Para los análisis estadísticos de este capítulo (y de los siguientes capítulos), se utilizaron los paquetes: tidyverse, vegan, rstatix, ape, factoextra, FactoMineR, metrix, igraph y ggplot2 del software Rstudio (versión 4.0.5).

Resultados

Variables fisicoquímicas

Las variables fisicoquímicas de los arroyos estudiados se muestran en la **Tabla 2** (para la estación húmeda) y **Tabla 3** (para la estación seca).

Tabla 2 Variables fisicoquímicas de arroyos de primer, segundo y tercer orden durante la estación húmeda en el sistema lótico de la ecorregión pampeana (cuenca Cañada Carrizales). Media, desviación estándar y valores mínimo y máximo (entre paréntesis). Las variables que mostraron diferencias significativas entre el gradiente de degradación ($p < 0,05$) ante la prueba del test de Dunn (a posteriori del test Kruskal-Wallis) se marcan con las letras a y b (^{a,b}). Límites de calidad de agua buena (verde), regular (amarilla) y mala (rojo) según los criterios establecidos por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2003), Dodds & Smith (2016) y Salvioli et al. (2017).

Estación húmeda	Primer orden (n=4)	Segundo orden (n=4)	Tercer orden (n=3)
pH	8,32±0,27 (8,12-8,72)	8,71±0,24 (8,49-8,94)	8,48±0,076 (8,41-8,56)
Conductividad (mS/cm)	550±136 (356-654)	529±83 (448-622)	806±139 (695-962)
Sólidos disueltos (g/L)	2,8±0,55 (2,1-3,33)	2,62±0,50 (1,968-3,09)	4,26±0,78 (3,79-5,16)

Sólidos suspendidos totales (mg/L)	566,56±137,59 (364,79-662,92)	965,19±449,04 (615,2-1623,64)	1183,18±482,05 (633,11-1531,94)
Secchi (cm)	46,5±23,04 (27-72)	30,25±21,85 (8-60)	29±3,61 (26-33)
Temperatura (°C)	25,15±3,84 (19,4-27,4)	27,4±2,57 (24,4-30,5)	25,13±0,99 (24-25,8)
Profundidad (cm)	58±28,15 (20-85)	62,5±23,63 (30-80)	1466,67±57,74 (1400-1500)
Oxígeno disuelto (mg/L)	13,62±1,65 (11,91-15,42)	13,51±1,12 (12,51-15,11)	9,49±2,815 (7,79-12,73)
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	26,78±35,7 (2,45-79,85)	48,99±42,36 (11,25-103,05)	44,91±23,35 (18,78-63,74)
DBO (ppm O ₂)	4,96±3,5 (1,77-8,12)	4,96±2,52 (1,42-7,37)	5,62±0,73 (4,81-6,21)
DQO (ppm O ₂)	20,25±5,56 (15-28)	25,75±3,86 (22-31)	28,67±6,11 (22-34)
Nitratos (ppm)	1,0±0,35 (0,6-1,4)	1,4±0,83 (0,7-2,6)	1,13±0,38 (0,7-1,4)
Nitritos (ppm)	0,0935±0,11 (0,032-0,251) ^a	0,02±0,017 (0,008-0,046)	0,01±0,004 (0,006-0,013) ^b
Amonio (ppm)	1,81±1,92 (0,51-4,63) ^a	0,28±0,08 (0,2-0,39) ^b	0,65±0,17 (0,46-0,78)
Fósforo total (ppm)	0,93±0,64 (0,37-1,64)	0,81±0,6 (0,34-1,69)	0,453±0,38 (0,02-0,71)
IHF	35,25±6,99 (27-42)	38±7,79 (28-47)	23,67±5,69 (19-30)
QBR	17,5±8,66 (5-25) ^a	62,5±27,84 (25-90) ^b	45±25,98 (30-75)

Tabla 3 Variables fisicoquímicas de arroyos de primer, segundo y tercer orden durante la estación seca en el sistema lótico de la ecorregión pampeana (cuenca Cañada Carrizales). Media, desviación estándar y valores mínimo y máximo (entre paréntesis). Las variables que mostraron diferencias significativas entre el gradiente de degradación ($p < 0,05$) ante la prueba del test de Dunn (a posteriori del test Kruskal-Wallis) se marcan con las letras a y b (^a,^b). Límites de calidad de agua buena (verde), regular (amarilla) y mala (rojo) según los

critérios estabelecidos por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2003), Dodds & Smith (2016) y Salvioli et al. (2017).

Estación seca	Primer orden (n=4)	Segundo orden (n=4)	Tercer orden (n=3)
pH	6,86±0,48 (6,56-7,58)	7,08±0,36 (6,79-7,6)	7,93±0,44 (7,43-8,21)
Conductividad (mS/cm)	4,05±1,25 (3,01-5,74)	4,54±0,38 (4,04-4,95)	6,2±1,29 (5,44-7,69)
Sólidos disueltos (g/L)	3,41±1,038 (2,42-4,49)	3,28±0,27 (2,92-3,58)	4,62±1,16 (3,88-5,96)
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	566,55 (364,79-662,92)	965,19±449,04 (615,20-1623,64)	1183,18±482,05 (633,11-1531,94)
Secchi (cm)	73,33±23,09 (60-100)	47,5±23,63 (30-80)	45±8,66 (35-50)
Temperatura (°C)	9±0,89 (8,3-10,3) ^a	11,28±0,38 (11-11,8) ^b	10,77±1,36 (9,5-12,2)
Profundidad (cm)	55±41,23 (0-100)	412,5±725,32 (30-1500)	693,33±531,16 (80-1000)
Oxígeno disuelto (mg/L)	10,88±2,62 (8,25-13,48)	12,145±2,80 (9,73-16,12)	11,42±0,82 (10,82-12,35)
Clorofila <i>a</i> (ug/L)	16,73±13,11 (6,01-34,91)	40,45±51,99 (2,28-116,05)	67,84±22,97 (53,46-94,34)
DBO (ppm O ₂)	5,16±2,46 (2,6-8,43)	3,78±1,48 (2,27-5,09)	5,77±1,08 (4,98-7)
DQO (ppm O ₂)	24±9,35 (13-34)	20,5±2,08 (18-23)	40,33±17,67 (26-60)
Nitratos (ppm)	1,55±0,78 (1-2,7)	1,13±0,74 (0,3-1,7)	0,73±0,38 (0,3-1)
Nitritos (ppm)	0,03±0,028 (0,011-0,069)	0,06±0,05 (0,007-0,103)	0,03±0,03 (0,004-0,052)
Amonio (ppm)	1,89±1,59 (0,71-4,1)	0,99±0,33 (0,65-1,31)	0,76±0,11 (0,65-0,86)
Fósforo total (ppm)	1,13±0,94 (0,38-2,5)	1,87±0,43 (1,33-2,26)	2,47±0,55 (2,09-3,1)

IHF	29,75±6,4 (22-35)	37,75±5,12 (33-45)	24,67±4,62 (22-30)
QBR	13,75±6,29 (5-20) ^a	57,5±27,84 (20-85) ^b	40±25,98 (25-70)

En general, durante la estación húmeda, el pH presentó valores alcalinos, la temperatura fue levemente mayor a los 25°C y la CD fue relativamente alta en los tres órdenes de los arroyos. La profundidad, los sólidos disueltos y el material suspendido total aumentaron desde los arroyos de primer orden hacia los arroyos de tercer orden, mientras que la transparencia fue disminuyendo a medida que aumentaba el orden de los arroyos. Los valores de OD y DQO se encontraron dentro de los márgenes aceptables de calidad ambiental para cada orden, indicando condiciones de buena calidad del agua. Por el contrario, los valores de clorofila *a*, DBO, N y P total presentaron concentraciones por encima de los niveles guías (**Tabla 2**) en todos los órdenes de los arroyos, indicando condiciones de mala calidad del agua. Por su parte el nitrito presentó valores por encima de los niveles guías solo en los arroyos de primer orden, y el amonio en los arroyos de primer y tercer orden. Estos presentaron diferencias significativas entre órdenes (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$, $n=11$). El nitrito presentó las concentraciones más altas en los arroyos de primer orden y más bajas en los de tercer orden. El amonio tuvo las concentraciones más altas en los de primer orden y más bajas en los de segundo orden.

Durante la estación seca, el pH presentó valores neutro-alcalinos, mientras que la CD presentó valores más bajos que en la estación húmeda (**Tabla 3**). Al igual que en la estación húmeda, la profundidad, los sólidos disueltos y el material suspendido total aumentaron desde los arroyos de primer orden hacia los arroyos de tercer orden, mientras que la transparencia fue disminuyendo a medida que aumentaba el orden de los arroyos. Los valores de OD, DBO y DQO indicaron buenas condiciones de calidad ambiental. En cambio, los valores de clorofila *a*, nitrato, amonio y P total presentaron concentraciones por encima de los niveles guías en todos los órdenes de los arroyos, indicando condiciones de mala calidad del agua. Por su parte, el nitrito solo presentó en los arroyos de segundo orden concentraciones por encima de los niveles guías. Durante esta estación, la temperatura fue menor a los 12°C y fue el único parámetro ambiental que varió significativamente entre órdenes de arroyos (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$, $n=11$), presentando los valores más altos en los arroyos de segundo orden, y los más bajos en los de primer orden.

QBR e IHF

En la cuenca los valores de QBR e IHF fueron muy similares durante la estación húmeda y seca (**Tabla 2 y 3**). Los valores de QBR presentaron diferencias significativas entre los arroyos de primer orden y los de segundo orden tanto en la estación húmeda como en la seca (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$, $n=11$). En ambas estaciones, el QBR presentó los valores más altos en los arroyos de segundo orden y los más bajos en los de primer orden. Los arroyos de primer orden presentaron una calidad pésima con degradación extrema. La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente fue baja (inferior al 50%), además la estructura de la cubierta se distribuyó en parches sin una continuidad, y el grado de naturalidad del canal fluvial fue muy bajo ya que se encontraban estructuras rígidas dentro del lecho del río (puentes y estacas) y reducciones del canal en algunos tramos. En cambio, los arroyos de segundo orden presentaron una buena calidad con un bosque ligeramente degradado, principalmente porque el grado de cobertura vegetal de la zona de ribera es mayor al 80% con una buena conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente y el canal del río no ha sido modificado. Finalmente los arroyos de tercer orden presentaron alteración fuerte en la calidad de sus riberas, por características similares a los arroyos de primer orden pero con menores signos de alteración y estructuras rígidas en el canal del río.

Por otro lado, con respecto al IHF, en general se observaron valores bajos. Tanto para la estación húmeda como la seca, los arroyos de primer y segundo orden presentaron las puntuaciones más altas, debido a la presencia de diferentes regímenes de velocidad-profundidad, composición del substrato distribuido entre tosca, limo y arcilla, presencia de troncos, ramas, raíces expuestas y cuevas de cangrejos de *Zilchiopsis* sp. y un porcentaje de sombra entre el 30 y 50%. En cambio los arroyos de tercer orden tuvieron las puntuaciones más bajas debido a la ausencia de diferentes regímenes de velocidad-profundidad, muy bajos porcentajes de sombra (la mayoría estaban expuestos al sol) y pocos elementos que contribuyen a la heterogeneidad en el cauce. Cabe destacar que en ninguno de estos ambientes hubo una cobertura de la vegetación acuática, por lo que el valor de esta sección del índice fue 0 para todos los sitios.

Macroinvertebrados

Análisis comunitarios

Se registraron 113 taxa correspondientes a Arthropoda (68), Annelida (37), Mollusca (6), Nematoda (1) y Platyhelminthes (1) (**Apéndice A**). Las taxa con mayor riqueza taxonómica fueron Oligochaeta (37), Diptera (34), Trichoptera (11), Coleoptera (10) y Crustacea (10). La densidad promedio registrada en la cuenca varió entre 0 y 30983,3 ind.m².

Durante la estación húmeda, para los arroyos de primer orden, Diptera fue el orden con mayor riqueza taxonómica y *Heleobia parchappii* fue el taxón con mayor densidad. La densidad promedio de taxones tolerantes fue de 1922 ind.m² y la densidad promedio de sensibles, de 19 ind.m². Para los arroyos de segundo orden, Oligochaeta fue el orden con mayor riqueza taxonómica y *Limnodrilus hoffmeisteri* fue el taxón con mayor densidad. La densidad promedio de tolerantes fue menor que los de primer orden, 976 ind.m² y la máxima de taxa sensibles con 253 ind.m². Para los arroyos de tercer orden, Oligochaeta fue el orden con mayor riqueza taxonómica y *Heleobia parchappii* la taxa con mayor densidad. La densidad promedio de tolerantes y sensibles fue la menor con respecto a los demás órdenes de arroyo, con un valor de 906 ind.m² y 6 ind.m², respectivamente.

Durante la estación seca, en todos los órdenes de arroyos, Oligochaeta fue el orden que presentó mayor riqueza. *Cricotopus* presentó mayor densidad para los arroyos de orden uno, *Chaetogaster diastrophus* en los arroyos de orden dos y *Nais elinguis* en los arroyos de orden tres. Con respecto a las densidades promedio de las taxa tolerantes, los arroyos de orden dos fueron los que presentaron mayor densidad de taxa tolerantes (3289 ind.m²), seguida del orden uno (1113 ind.m²) y por último el tercer orden (412 ind.m²). Con respecto a las densidades promedio de taxones sensibles, los arroyos de primer orden presentaron la mayor densidad (14 ind.m²), seguido de los arroyos de segundo orden (9 ind.m²) y finalmente los de tercer orden con la menor densidad (5 ind.m²).

Luego de aplicar los criterios de selección definidos para todas las métricas (n=92), se seleccionaron 5 de ellas, en función de su sensibilidad para evaluar los diferentes órdenes de los arroyos. Durante la estación húmeda, 5 métricas (N° total de taxa, N° de familias, N° de géneros, N° de familias de insectos y N° de taxa de depredadores) fueron las que mejor distinguieron los arroyos de diferentes órdenes en una matriz de uso de suelo agrícola (**Figura 8**). Estas 5 métricas fueron consistentes para distinguir entre los arroyos de primer, segundo y tercer orden con una sensibilidad tipo 3. Las pruebas de correlación de Pearson entre las métricas mostró que todas se correlacionaron de manera lineal y positiva con valores de $r > 0,7$ y $p < 0,01$. Sin embargo, se decidió retener a todas ellas ya que presentan diferentes niveles taxonómicos de la comunidad de macroinvertebrados, y por lo tanto proporcionan diferentes niveles de complejidades y experticias para ser usados por parte de los gestores o no especialistas.

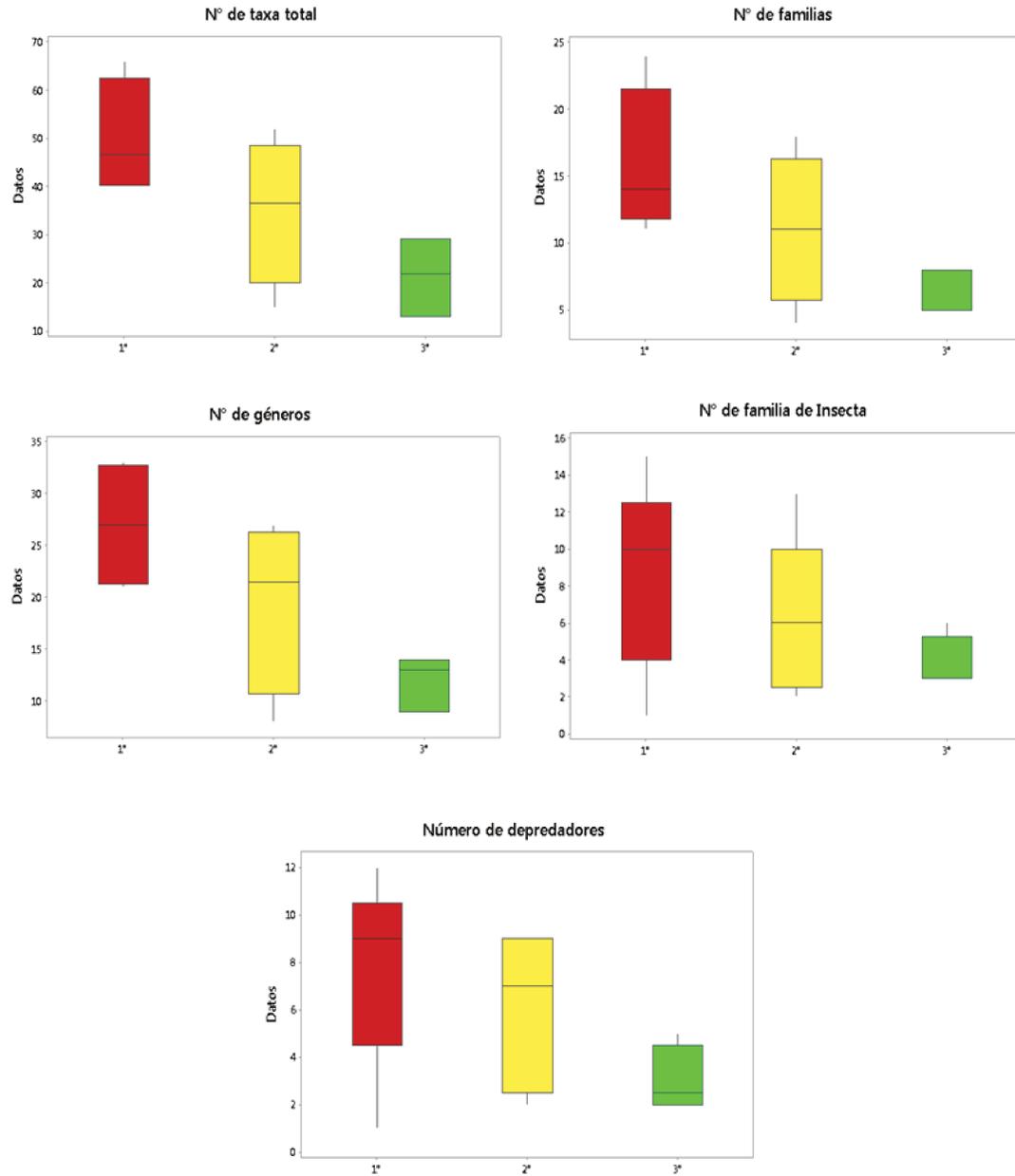


Figura 8 Distribución de los valores para las métricas candidatas en los arroyos de primer orden (1°), segundo orden (2°) y tercer orden (3°) de los sistema lóticos de la ecorregión pampeana (cuenca Cañada Carrizales). Las barras de rango muestran el máximo y el mínimo de datos no atípicos; los recuadros son rangos intercuartílicos (percentil 25 a percentil 75) y la línea que divide las barras son medianas.

Durante la estación seca, no hubo ninguna métrica que distinga los arroyos de diferentes órdenes. Los índices bióticos no fueron sensibles para discriminar los sitios (**Apéndice B**).

Análisis metacomunitarios

Los arroyos tuvieron diferencias significativas en la composición de taxa, principalmente en relación a las taxa tolerantes (**Figura 9a**). La composición de taxa sensibles (**Figure 9b**) y de taxa totales (**Figure 9c**) no fue significativamente diferente entre los órdenes de arroyos. Las taxa que discriminaron a los grupos de arroyos en las dos estaciones del año (**Tabla 4a, b y c**) fueron generalmente las mismas (*Heleobia*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Nais elinguis*, Nematoda, *Cricotopus*, Ostracoda, *Polypedilum* y *Chaetogaster diastrophus*), siendo todas estas taxa (a excepción de Nematoda) consideradas tolerantes a la contaminación orgánica. También contribuyeron en menor medida *Chironomus*, *Paranais*, *Smicridea*, Psychodidae, Tanytarsini, *Hydroptyla*, *Neotrichia*, *Aulodrilus pigueti* y *Metrichia*.

Fig. 9a

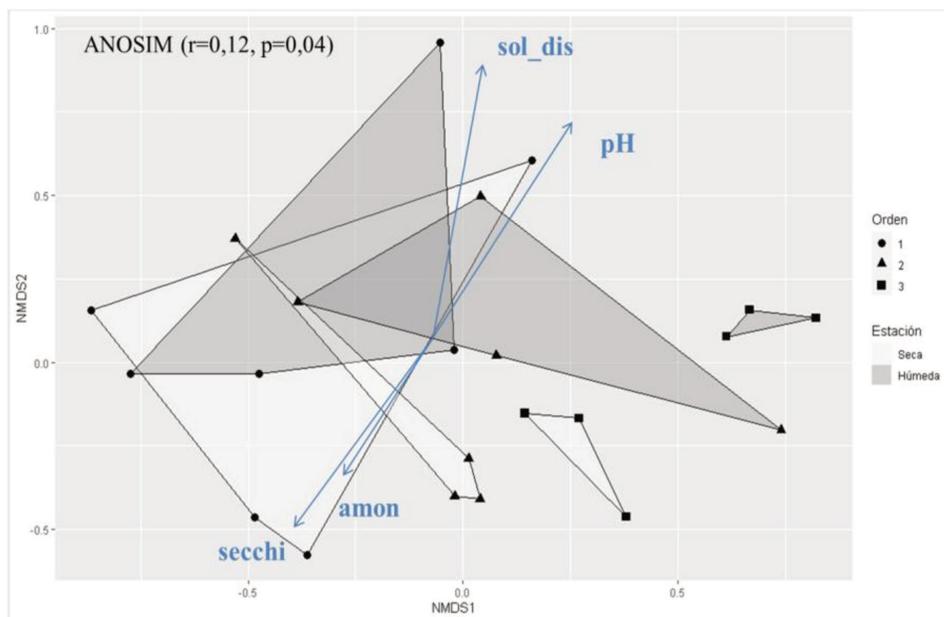


Fig. 9b

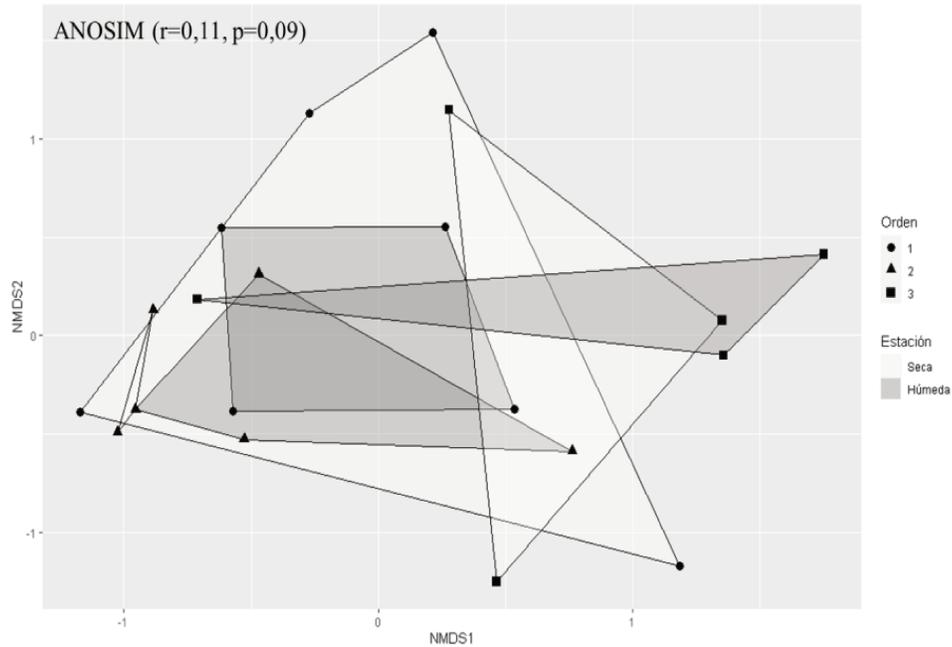


Fig. 9c

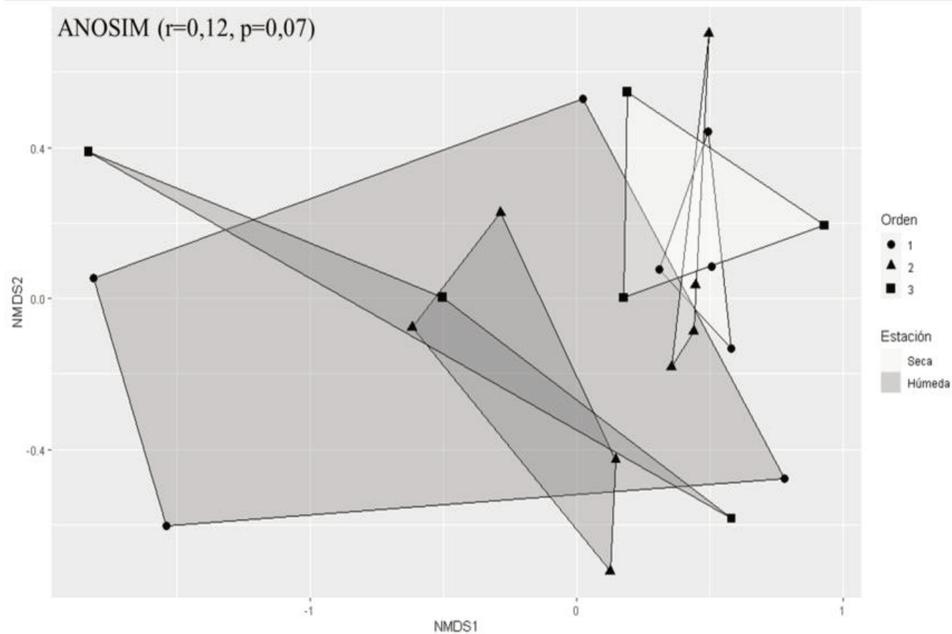


Figura 9 Análisis del Escalamiento Multidimensional no paramétrico (NMDS) de arroyos de primer orden (1), segundo orden (2) y tercer orden (3) en el sistema lóticos de la ecorregión pampeana (cuena Cañada Carrizales), durante la estación húmeda y seca para las taxa tolerantes (**Fig. 9a**), sensibles (**Fig. 9b**) y totales (**Fig. 9c**). Los valores r y p corresponden al resultado del Índice de Disimilitud de Bray Curtis (ANOSIM).

Para la **Fig. 9a**: **sol_dis** significa sólidos disueltos, **secchi** transparencia del agua y **amon** concentración de amonio.

Tabla 4a Porcentaje de Similitud (SIMPER) de la densidad taxonómica tolerante contribuyendo al 20% de la diferenciación entre los arroyos de primer, segundo y tercer orden para la estación seca y húmeda en el sistema lótico de la ecorregión pampeana (cuenca de Cañada Carrizales).

Contribuciones acumulativas	Taxa tolerantes					
	Estación húmeda			Estación seca		
	1° vs 2°	1° vs 3°	2° vs 3°	1° vs 2°	1° vs 3°	2° vs 3°
<i>Heleobia</i>	0,4	0,57	0,72	0,84	0,49	x
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0,62	0,71	x	x	x	x
<i>Nais elinguis</i>	0,79	x	x	0,28	0,6	x
Nematoda	x	x	x	x	x	x
<i>Cricotopus</i>	x	x	x	0,68	0,31	x
Ostracoda	x	x	x	x	x	x
<i>Polypedilum</i>	x	0,32	0,49	x	x	x
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	x	x	x	0,51	x	x
Cyclopoida	x	x	x	x	x	x
<i>Chironomus</i>	x	x	x	x	0,68	x
<i>Paranais</i>	x	x	x	x	0,76	x

Tabla 4b Porcentaje de Similitud (SIMPER) de la densidad taxonómica sensible contribuyendo al 20% de la diferenciación entre los arroyos de primer, segundo y tercer orden para la estación seca y húmeda en el sistema lótico de la ecorregión pampeana (cuenca de Cañada Carrizales).

Contribuciones acumulativas	Taxa sensibles					
	Estación húmeda			Estación seca		
	1° vs 2°	1° vs 3°	2° vs 3°	1° vs 2°	1° vs 3°	2° vs 3°

<i>Heleobia</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Nais elinguis</i>	x	x	x	x	x	x
Nematoda	x	x	x	x	x	x
<i>Cricotopus</i>	x	x	x	x	x	x
Ostracoda	x	x	x	x	x	x
<i>Polypedilum</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	x	x	x	x	x	x
Cyclopoida	x	x	x	x	x	x
<i>Smicridea</i>	0,28	0,49	0,24	x	0,5	0,75
Psychodidae	0,52	0,26	0,85	0,51	x	0,31
Tanytarsini	0,72	x	0,67	0,26	x	0,6
<i>Hydroptyla</i>	x	0,67	x	x	x	x
<i>Neotrichia</i>	x	0,84	0,47	x	0,79	x
<i>Aulodrilus pigueti</i>	x	x	x	0,72	0,28	x
<i>Metrichia</i>	x	x	x	x	0,65	x

Tabla 4c Porcentaje de Similitud (SIMPER) de la densidad taxonómica total, contribuyendo al 20% de la diferenciación entre los arroyos de primer, segundo y tercer orden para la estación seca y húmeda en el sistema lótico de la ecorregión pampeana (cuena de Cañada Carrizales).

Contribuciones acumulativas	Densidad total					
	Estación húmeda			Estación seca		
	1° vs 2°	1° vs 3°	2° vs 3°	1° vs 2°	1° vs 3°	2° vs 3°
<i>Heleobia</i>	0,28	0,44	0,5	0,75	0,48	0,54
<i>Limnodrilus</i>	0,44	0,67	0,77	x	x	x

<i>hoffmeisteri</i>						
<i>Nais elinguis</i>	0,56	0,76	x	0,19	0,71	0,21
Nematoda	0,63	0,56	0,65	x	0,58	0,71
<i>Cricotopus</i>	0,69	x	x	0,64	0,22	x
Ostracoda	0,74	x	x	x	0,65	x
<i>Polypedilum</i>	x	0,24	0,35	x	x	x
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	x	x	x	0,34	x	0,4
Cyclopoida	x	x	x	0,49	0,35	0,63

Solo en el caso de las taxa tolerantes, las comunidades de arroyos de tercer orden se diferenciaron de las comunidades presentes en los arroyos de primer y segundo orden. Las variables ambientales que presentaron un efecto significativo sobre las comunidades de taxa tolerantes (en ambas estaciones) fueron el pH ($p=0,013$), los sólidos disueltos ($p=0,011$), transparencia del agua ($p=0,005$) y el amonio ($p=0,003$) (Figura 9a). Los arroyos de primer orden presentaron los valores más altos de amonio y transparencia y los más bajo de pH y sólidos disueltos; a diferencia de los arroyos de segundo orden con los valores más altos de pH y sólidos disueltos y más bajos de amonio y transparencia.

Con respecto a la modularidad, la red no presentó una estructura modular significativa ya que los valores de $Q=0,002$ ($z=0,224$ y $p=0,823$) son muy bajos, lo que indica que la red no presenta una estructura modular significativa.

Discusión

Indicadores físicoquímicos

El enriquecimiento de nutrientes es probablemente el impacto más generalizado que afecta tanto a las condiciones hidroquímicas de los cuerpos de agua como a la composición de las comunidades acuáticas (Benstead et al., 2009). Nuestros arroyos se caracterizaron por presentar agua en las dos estaciones, con alta CD y elevadas concentraciones de nutrientes. Esto coincide con los resultados previos en arroyos pampeanos sujetos a uso de suelo agrícola (Cortezzi et al., 2015; Regaldo et al., 2018; Frau et al., 2019; Gutierrez et al., 2020; Gutierrez et al., 2022). En nuestro estudio, los

niveles de clorofila *a*, nitrato y fósforo total se caracterizaron por exceder (en todos los órdenes de arroyo y en las dos estaciones climáticas) los valores umbrales según directivas Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2003), Dodds & Smith (2016) y Salvioli et al. (2019) (y el amonio y el amonio en algunos de los arroyos). Los niveles de enriquecimiento de nutrientes y el exceso de clorofila *a* estarían relacionados con las altas dosis de fertilizantes aplicadas muy cercana al momento de los muestreos.

Contrariamente a nuestras predicciones, hubo muy pocas diferencias en las concentraciones de nutrientes entre los diferentes órdenes de los arroyos (sólo el nitrito y el amonio durante la estación húmeda). Según Mugni et al. (2013), la concentración de nutrientes en los arroyos de primer orden serían mayores que los de mayor orden, debido a que las cabeceras se alimentan directamente de la escorrentía de los campos cultivados (Etchegoyen et al., 2017). Estimamos que esto no sucedió en nuestro estudio debido a las escasas precipitaciones ocurridas durante las épocas de muestreos, lo que pudo haber disminuido el lavado por escorrentía hacia todos los cuerpos de agua (Arbuet Moraes, 2009).

Por otro lado, los sólidos disueltos y el material suspendido total aumentaron con el orden de los arroyos, mientras que la transparencia disminuyó. Esto se relaciona con que las fuentes principales de aportes alóctonos fueron variables de acuerdo al orden de los arroyos. En los arroyos de menor orden (con bajos valores de QBR), los aportes de materiales alóctonos están más relacionados a detritos gruesos procedentes de las plantaciones del uso de suelo agrícola. En cambio los cauces mayores localizados aguas abajo, reciben el aporte de sedimentos desde las partes altas de la cuenca, siendo significativamente mayor la carga disuelta y en suspensión (Amsler et al., 2007).

El hecho de que la temperatura durante la estación seca presentara los valores más bajos en los arroyos de primer orden, indicaría que los arroyos de primer orden son más sensibles a los factores externos, enfriándose en mayor medida debido al volumen de agua relativamente bajo, lo que hace más inestables en comparación con los de mayor caudal (McDonough et al., 2011).

Índices de calidad de hábitats

En nuestro estudio, el QBR varió de buena calidad a calidad pésima. El impacto del uso de suelo agrícola fue más pronunciado en arroyos de primer orden al presentar los valores más bajos de QBR, en coincidencia con los hallazgos de Richardson & Danehy (2007) entre muchos otros. Esta diferencia fue significativa estadísticamente con respecto a los arroyos de segundo orden, lo que nos indicaría que el efecto del uso de suelo agrícola repercute en mayor medida en los arroyos de primer orden. Que el impacto sea mayor en los arroyos de primer orden podría deberse principalmente a

que las alturas de las riberas fueron más bajas que en los arroyos de orden superior. Esta configuración espacial, hace que estos arroyos estuvieran directamente en contacto con las tierras adyacentes cultivadas. Resultados comparables fueron encontrados por Haggerty et al. (2002) en sistemas lóticos sometidos a uso de suelo agrícola. Estas prácticas agrícolas (cultivo de oleaginosas y cereales) se realizan hace más de 50 años en la zona de estudio y no existe ningún tipo de amortiguamiento ribereño para proteger a los arroyos de bajo orden. Los arroyos de mayor orden presentan riberas más altas y drenan a través de un paisaje con zonas que suelen ser menos empleadas para agricultura por presentar suelos anegados (McGarrigle & Kershaw, 2016).

Por otro lado, los arroyos presentaron distintos valores del IHF aunque estas diferencias no alcanzaron a ser significativas. Estas diferencias se deben por un lado, a los sistemas de rápidos y pozas, y diferentes regímenes de profundidad que incrementan el valor del índice en los arroyos de primer orden con respecto a los de mayor orden, en donde en estos últimos, las condiciones son más homogéneas en cuanto a las profundidades y velocidad de la corriente. Además, los arroyos de primer orden presentaron mayor diversidad de hábitat por tener una mayor contribución de elementos de heterogeneidad y diversidad de sustrato en coincidencia con los estudios de Pardo et al. (2002).

Si bien la riqueza de taxa ha sido correlacionada con el IHF, en nuestro estudio no estuvieron correlacionadas significativamente. Este resultado coincide con estudios realizados por Lepori et al. (2005), Brown (2007) y Cavaillé et al. (2017), Effert-Fanta et al. (2019) en cuencas con uso de suelo agrícola. La falta de relaciones significativas podría deberse al predominio de grupos tolerantes, o bien a que la variación en los patrones de composición de la comunidad de macroinvertebrados estaría mayormente relacionada con la disponibilidad de recursos, las interacciones bióticas y eventos estocásticos (Scheffer et al., 2006).

Según Wasson et al. (2010) y Kubosova et al. (2010) las características del hábitat fluvial y la condición de los corredores ribereños son los más vulnerables a la modificación por las actividades del hombre. Por eso estas áreas en general requieren la aplicación de medidas de restauración e intervención para intentar recuperar la salud del ecosistema (Cortes et al., 2013).

Indicadores basados en macroinvertebrados

Nivel Comunidad

Entre los factores estresantes, se destacan los niveles de nutrientes como una fuente potencial de degradación en los ensambles de invertebrados. En nuestro estudio, en todos los órdenes de arroyos

hubo un dominio de taxones considerados altamente tolerantes a la contaminación orgánica (ver cuarta columna del **Apéndice A**). Sin embargo, se recolectaron taxa sensibles lo que podría estar indicando que la carga de nutrientes de los arroyos estudiados sería moderada (Artigas et al., 2013) o que faltan más estudios sobre la tolerancia de diferentes taxa. El enriquecimiento de nutrientes favorece a las taxa más tolerantes y por tanto favorece mayores densidades. La dominancia de taxa tolerantes es un indicador importante de tolerancia a la degradación por nutrientes, ya que estos organismos son capaces de tolerar condiciones meso o eutróficas (Brand & Miserendino, 2015; Qu et al., 2019). Estas taxa suelen mostrar valores de tolerancia relativamente altos al enriquecimiento de nutrientes y la contaminación con materia orgánica (Rosenberg & Resh, 1993).

En cuanto a las métricas, solo las de riqueza durante la estación húmeda diferenciaron a los arroyos, con un gradiente disminuyendo desde los arroyos de primer orden hasta los de tercer orden. Para todas ellas, los resultados demuestran que frente a un mismo impacto agrícola, los arroyos de primer orden son capaces de albergar mayor riqueza de especies que los de orden mayor. Esto podría relacionarse principalmente con la mayor heterogeneidad de hábitat fluvial, como fue encontrado en otros estudios (Meyer et al., 2007a). En los arroyos de menor orden, se observó un IHF mayor. En cambio, en los arroyos de mayor orden, las restricciones hidrodinámicas (mayor caudal, velocidad de corriente, etc.) limitarían las posibilidades de colonización, homogeneizando espacialmente las comunidades.

Nivel Metacomunidad

De acuerdo a nuestros resultados, las condiciones hidrodinámicas estarían generando diferencias en la composición de los macroinvertebrados entre los ríos de distinto orden. En tal sentido, la composición de taxa en ambas estaciones en los arroyos de tercer orden fueron menos variables en el espacio y en el tiempo, con respecto a los otros órdenes. Esto significaría que las comunidades de los arroyos de menor orden serían más vulnerables (que la de los arroyos de mayor orden) al impacto de las condiciones hidrodinámicas (variación del caudal a lo largo del año). A su vez, según los resultados del envfit, podemos decir que no se ha identificado ninguna variable ambiental que pudiera explicar los factores que impulsan los cambios en la comunidad de los arroyos de primer orden. Por lo tanto, la variación en la amplitud hidrométrica en los arroyos de bajo orden, junto con los aportes de energía, sedimentos, nutrientes y contaminantes provenientes del entorno terrestre circundante (Barmuta, 2009), podría estar ejerciendo un impacto significativo en los atributos de las comunidades, como la densidad, generando una variabilidad espacial y temporal considerable.

Un estudio reciente realizado en la misma época donde se estudiaron las concentraciones de plaguicidas en estos arroyos, indicó que no hubo diferencias significativas entre los aportes de plaguicidas en los arroyos de primer orden respecto de los demás (Negro et al., 2019). Sin embargo, en nuestro estudio la comunidad de los macroinvertebrados (que presentan hábitos mayormente sedentarios) sí reflejaron a través de la densidad, diferentes respuestas a la degradación (por la mayor concentración de amonio y clor *a*, bajos valores del QBR, entre otros) en función del orden de los arroyos. Esto es comparable con los estudios realizados en zooplancton en la misma cuenca por Gutierrez et al. (2022) en donde la combinación de diferentes plaguicidas aunque no fue significativamente diferente entre sitios, si se asoció con diferencias en las asociaciones en la densidad de zooplancton, principalmente aumentando su densidad.

En líneas generales y en coincidencia con Artigas et al. (2013) las comunidades de los arroyos pampeanos se vieron menos afectadas por enriquecimiento que los arroyos de la región de los Andes y el Mediterráneo. Esta débil respuesta de los macroinvertebrados al uso de suelo agrícola en los arroyos pampeanos podría deberse a su tolerancia a altas concentraciones de nutrientes de acuerdo con su historia evolutiva en cauces enriquecidos con nutrientes. Según los autores, en los arroyos pampeanos el impacto del enriquecimiento de nutrientes puede ser menos predecible en el corto plazo debido a su alta concentración de nutrientes basales (Artigas et al., 2013).

Con respecto a los análisis de modularidad, según Felipe Lucía et al. (2020) el aumento en la intensidad del uso de suelo agrícola conduce a más redes con menor integración dentro de los módulos disminuyendo la modularidad, en coincidencia con nuestros resultados. Los módulos pueden estar representados por agrupaciones de taxa que consumen recursos similares, más cercanos filogenético o que tengan afinidades espaciales. En nuestro caso, una modularidad cercana a cero sugiere que la partición de la red en módulos no es significativamente mejor que una partición aleatoria.

Esto es análogo a la homogeneización biótica, que puede medirse a través de la diversidad beta. En los ecosistemas con alto uso de suelo agrícola disminuye marcadamente la diversidad β y por tanto la composición de las comunidades es muy similar (Gossner et al., 2016) en coincidencia con nuestros resultados en donde tienden a permanecer (en los tres órdenes y ambas estaciones) las taxas más tolerantes: Ostracoda, *Heleobia*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Nais elinguis*, *Cricotopus*, *Polypedilum*, *Chaetogaster diastrophus*, *Chironomus* y *Paranais*. La homogeneización de la estructura de la red metacomunitaria podría resultar en una mayor vulnerabilidad a los impactos y una disminución en la resiliencia del ecosistema, afectando la velocidad en la propagación de

disturbios (Teng & McCann 2004; Brown, 2007; Guimerá et al., 2010). En general, los disturbios se caracterizan por ser eventos repentinos que alteran significativamente la estructura y el funcionamiento del ecosistema en el área afectada (Molles, 2008).

Conclusiones

En este estudio se examinaron las estructuras de los ensambles de macroinvertebrados en una cuenca con ríos de diferentes órdenes con uso del suelo predominantemente agrícola, donde las concentraciones altas de nutrientes y clorofila *a* fueron los principales impactos ambientales en todos los órdenes de arroyos y en las dos estaciones climáticas. El QBR, N° total de taxa, N° de familias, N° de géneros, N° de familias de insectos y N° de depredadores serían indicadores útiles para evaluar la degradación del hábitat. El aumento en la intensidad del usos del suelo condujo a una composición homogénea de comunidad de los macroinvertebrados lo que da cuenta de una menor estabilidad de la red metacomunitaria y una menor resiliencia ante la propagación de futuros disturbios, como podrían ser los aumentos en la frecuencia de eventos de sequía relacionados al cambio climático antrópico.

Los arroyos de primer orden serían los más perjudicados por la degradación. Debido a que la hidrología de estos arroyos está directamente relacionada con los patrones de precipitación, estos ambientes son particularmente vulnerables a los eventos de inundaciones y sequías, con aportes variables de xenobióticos. Bajo los escenarios actuales de cambio climático, se pronostica que aumentará la frecuencia e intensidad de las sequías, lo que impactará en la menor resiliencia de estos arroyos. Asimismo, se espera que haya un aumento en la producción y productividad agrícola para satisfacer la creciente demanda de alimentos. En tal sentido, resulta esencial profundizar en los estudios para proponer herramientas de gestión y monitoreo en arroyos de bajos órdenes inmersos en matrices agrícolas.

Capítulo 2

Ambientes lóticos de la ecorregión transicional

Introducción

Los ensamblajes biológicos están asociados a las condiciones ambientales donde habitan (Allan, 2004). La temperatura, el oxígeno disuelto, la turbidez y la salinidad suelen ser parámetros ambientales importantes en la composición de las comunidades biológicas (Piscart et al., 2005; Szöcs et al., 2014). La salinidad en las aguas continentales puede variar por perturbaciones naturales como por ejemplo, ciclos estacionales, viento o lluvia, entendiéndose a las perturbaciones como un evento natural que altera la estructura o funcionamiento del ecosistema (Molles, 2008), o por presiones antropogénicas como por ejemplo, cambios en el uso de suelo, salinización secundaria, entre otros (Cañedo-Arguelles et al., 2013; Herbert et al., 2015).

En Argentina y particularmente en la provincia de Santa Fe, la cuenca del río Salado es un sistema ideal para estudiar los efectos de los diferentes usos del suelo sobre los macroinvertebrados bentónicos en un ambiente con alta salinidad natural. El río Salado es uno de los principales afluentes del río Paraná Medio y en general los afluentes de la margen derecha del río Paraná tienen alta salinidad (Marchese & Ezcurra de Drago, 1992). El principal aporte de sales disueltas (principalmente cloruros) proviene de pequeños afluentes y filtraciones de aguas subterráneas. Además, a lo largo de la cuenca hay muchas áreas de eflorescencia salina caracterizadas por la presencia de sales cristalizadas disueltas (Iriando, 2016). La región es un importante centro agrícola, urbano e industrial, lo que provoca un importante deterioro de los cursos de agua, que recogen efluentes y vertidos de las industrias del cuero, la metalurgia, la galvanoplastia, la agricultura y los lácteos, etc. (Zilli & Gagneten 2005; Gagneten et al., 2007; Marchese et al., 2008; Peluso et al., 2022). La mayoría de estos efluentes se eliminan de manera directa a los cuerpos de agua, sin realizarse un tratamiento previo de saneamiento.

Aunque se han realizado diferentes estudios alrededor del mundo que diagnostican la calidad ambiental con base en macroinvertebrados mediante el uso de índices bióticos o métricas en ambientes comparables, hasta el momento existe poca información para el sistema del río Salado. Los resultados de este escenario natural pueden extrapolarse a ambientes salinizados comparables (Schuler et al., 2018). Debido a lo expuesto, en este capítulo se plantearon los siguientes objetivos:

Objetivos

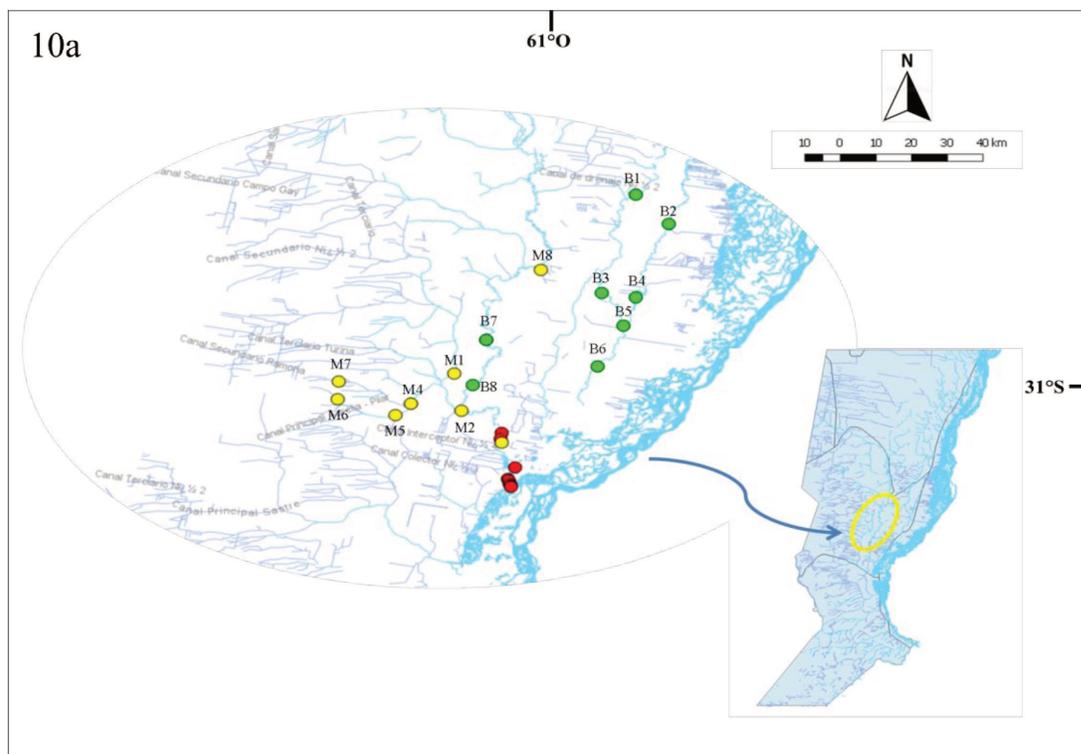
- 1) Describir y analizar las características físicas, químicas y ecorregionales ligadas al uso de suelo en los ambientes lóticos de la ecorregión transicional de la provincia de Santa Fe
- 2) Determinar y comparar los atributos a nivel de la comunidad en los sitios con distinto uso de suelo

- 3) Aplicar diferentes índices bióticos y crear un índice multimétrico para la cuenca
- 4) Evaluar la asociación de las diferentes métricas con variables ambientales en función del uso de suelo.
- 5) Comparar a nivel de la metacomunidad la modularidad y co-ocurrencia invertebrados en los ambientes
- 6) Analizar los cambios en los roles topológicos de las taxa para diferentes alteraciones antropogénicas en relación con el uso del suelo.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca del río Salado (**Figura 10a, 10b, 10c, 11**) cubre una superficie de aproximadamente 29.700 km² en el centro-norte de la provincia de Santa Fe. El régimen hidrológico está fuertemente influenciado por la precipitación local. El caudal medio anual es de 137 m³/s, con un máximo en mayo (196 m³/s) y un mínimo en octubre (96,1 m³/s) (Paoli & Schreider, 2020). El río se caracteriza naturalmente por una alta CD, con un valor medio de 5965 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Marchese et al., 2020).



(sitios altamente degradados). De arriba hacia abajo (10a, 10b y 10c) se muestran los sitios de muestreo a una menor escala para favorecer la visualización de los sitios al lector.



Figura 11 Fotos tomadas en arroyos de la cuenca del río Salado (Saladillo Dulce (B1), arroyo Cululú (M1) y río Salado (A12). Fotografía tomada de Google Earth.

La cuenca se ubica en la ecorregión transicional en el centro de la provincia, con características del ambiente chaqueño al norte y del ambiente pampeano al sur (Biasatti et al., 2016). Presenta una temperatura media anual de 18°C. El área forma parte de una región argentina con importantes actividades de las industrias lácteas, frigoríficas y curtiembres, así como también actividades agrícolas (por una extensa área sembrada principalmente de soja (*Glycine max*)) y asentamientos urbanos. Así, la cuenca recibe grandes cantidades de materia orgánica y sustancias tóxicas (puntuales o difusas), lo que se refleja en sus bajos niveles de OD, altos niveles de fosfato, nitrito, CD, metales como el Pb, Cr y Cu (con concentraciones más altas en sedimento que en agua) (Gagneten & Ceresoli 2004; Gagneten et al., 2007; Peluso et al., 2022) y plaguicidas (Lajmanovich et al., 2023).

Usos del suelo

El uso del suelo se tipificó por el uso predominante del suelo exclusivamente en el siguiente área: 2000 metros aguas arriba del sitio de muestreo con una zona de amortiguamiento lateral de 1200 metros (según Di Prinzio et al., 2009), utilizando el Sistema de Clasificación de Cobertura Terrestre - LCCS, (Di Gregorio & Jansen, 1998; Di Gregorio, 2005, con un nivel de resolución espacial de: xMín,yMín -62.8797,-34.3836 y xMáx,yMáx -58.8808,-27.9994). Los análisis se realizaron con el software QGIS 2.18.24.

Para identificar el uso del suelo en cada sitio, se utilizaron fuentes de datos de diferentes oficinas gubernamentales y sitios web (fuente: IPEC Delegación Santa Fe, IDESF, INTA). Además, se incluyó información obtenida de trabajos base (Marchese & Ezcurra de Drago 1983, 1999, 2006; Zilli & Gagneten 2005; Marchese et al., 2008). Además se utilizaron las capas de datos disponibles

de los años en que se realizaron los muestreos para determinar la presencia de descargas de efluentes industriales y urbanos (descargas puntuales).

Con toda esta información se construyó un gradiente de degradación identificando 3 tipos de sitios como: baja degradación (**B**, n=8), medianamente degradados (**M**, n=8) y altamente degradados (**A**, n=12). Este gradiente se basó en seis características a partir de la información recolectada (**Apéndice D**): 1) % área inundable (AI); 2) % herbáceas cerradas en áreas regularmente inundadas, anegadas o acuáticas (HN); 3) % agrícola (AG); 4) % áreas urbanas (UR); 5) presencia de descarga de efluentes industriales; 6) presencia de descarga de efluentes urbanos. Según Schmidt et al. (2009) los sitios de referencia corresponden aquellos que presentan un deterioro mínimo por características. En nuestro gradiente, los sitios **B** fueron aquellos que presentaron un uso de suelo mayoritariamente AI y HN (menor degradación ambiental según Allan 2004) y AG inferior al 25% considerado el límite óptimo, según Yates & Bailey (2010), para sitios de referencia. Además, estos sitios no deben presentar ninguna descarga de efluentes industriales o urbanos. Por otro lado, los sitios **M** fueron aquellos que presentaron un uso de suelo antrópico agrícola (AG) y descarga de efluentes industriales. Finalmente, los sitios **A** presentan uso de suelo agrícola (AG) y urbano (UR) y la descarga de efluentes industriales y urbanos.

Muestreos

Variables fisicoquímicas y macroinvertebrados (bases de datos histórica)

Los datos utilizados para esta ecorregión forman parte de una base de datos elaborada por varios autores a partir de 1980 (Marchese & Ezcurra de Drago, 1983, 1999, 2006; Zilli & Gagnetten, 2005; Marchese et al., 2008). Esta base de datos incluye un registro estandarizado de las principales variables fisicoquímicas (variables en **Apéndice D**). Para medir estas variables se tomaron muestras en el centro del curso de agua y se midieron (en campo o en laboratorio) siguiendo siempre el mismo procedimiento: transparencia del agua (cm) con disco de Secchi, pH y conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) con equipos multiparamétricos (Lovibond y Beckman, respectivamente), granulometría (% arena, limo y arcilla) según Wentworth's (1932), materia orgánica (%) según Schollenbergen (en Jackson 1964), oxígeno disuelto ($\text{mg O}_2/\text{L}$) por método Winkler, profundidad (cm) con escandallo y la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) con termómetro estándar. Solo en algunos sitios se midieron las concentraciones de metales pesados (según método descripto por Marcovecchio et al. 1988).

El procedimiento de muestreo de macroinvertebrados (de toda la base de datos biológica de dicho capítulo) consistió en recolectar tres réplicas de muestras en el centro y en ambas riberas (izquierda

y derecha) en ríos de más de 25 m de ancho, y solo en un punto en ríos de menos de 25 m de ancho. Las muestras se recolectaron usando draga Tamura (322 cm², 440 cm²) o Rigosha (*mud snupper*) (100 cm²) según la profundidad del río, el caudal y las características del sustrato (**Apéndice D**). En campo, todas las muestras fueron tamizadas con malla de 200 µm, fijadas en solución de formaldehído al 10% y teñidas con eritrosina. Estas muestras fueron transportadas al laboratorio, almacenadas en recipientes de plástico. En el laboratorio, los invertebrados se separaron de los sedimentos bajo un microscopio estereoscópico y se conservaron en una solución de etanol al 70% antes de su identificación y recuento. La identificación y el conteo se realizaron bajo microscopios estereoscópicos u ópticos para diferentes taxones.

Se pueden encontrar más detalles sobre los métodos utilizados en los documentos base (Marchese & Ezcurra de Drago 1983, 1999, 2006; Zilli & Gagneten 2005; Marchese et al., 2008).

De esta base de datos, se utilizaron datos de 28 sitios recolectados en la temporada de primavera/verano.

Cálculo y selección de métricas

Se calculó un total de 117 métricas para evaluar la calidad del sitio y los diferentes gradientes de condición del hábitat (**B, M o A**) (**Apéndice E**). Las métricas taxonómicas y las métricas de rasgos funcionales se calcularon y clasificaron en 6 grupos: riqueza (≈20 % de métricas), densidad (≈19%), composición (≈30%), tolerancia (≈17%), diversidad y dominancia (≈1%) FFG (≈8%) e índices bióticos (≈5%) (los mismos índices calculados para la ecorregión pampeana). Las métricas calculadas son adecuadas para las taxa de macroinvertebrados distribuidos en la región de estudio, ya que algunos grupos taxonómicos sensibles a la contaminación, como el EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) ampliamente utilizado en otras regiones, no es aplicable en el sistema del río Paraná. Plecoptera no se reporta en esta región biogeográfica (Marchese et al., 2020) y Ephemeroptera y Trichoptera se analizaron por separado.

Para evaluar el nivel de sensibilidad de cada métrica calculada a diferentes grados de degradación, utilizamos el método propuesto por Barbour et al. (1996). En este capítulo retuvimos las métricas que mostraron niveles de sensibilidad tipo 3, 2 y 1 para diferenciar los distintos usos de suelo dentro del gradiente de degradación antrópica. Entendemos como degradación el deterioro de la estructura y función de los ecosistemas por causas antropogénicas, y que puede tener efectos a largo plazo sobre la biodiversidad y la salud humana (Molles, 2008).

La metodología para la selección de métricas se realizó siguiendo el mismo procedimiento utilizado en el **Capítulo 1** (ver página 35).

Índice multimétrico y límites de clase

Para la estandarización de las métricas y desarrollo del índice multimétrico seguimos las guías de Europa (especificadas en Hering et al., 2006) y USA (especificadas en Stoddard et al., 2008).

Los límites superiores e inferiores se calcularon para cada métrica seleccionada, como el límite superior en condiciones de referencia (75%) y el límite inferior en las peores condiciones de degradación (25%), respectivamente. El valor final de la métrica para un sitio dado debe expresarse como un índice de calidad ecológica (EQR, por sus siglas en inglés), con valores cercanos a 100 representando buena calidad ecológica, y valores cercanos a 0 representando mala calidad ecológica:

$$\text{EQR} = 100 * \frac{\text{Valor de la métrica} - \text{Límite inferior}}{\text{Límite superior} - \text{Límite inferior}}$$

para métricas que disminuyen a medida que aumenta la degradación, y

$$\text{EQR} = 100 * 1 + \frac{\text{Valor de la métrica} - \text{Límite inferior}}{\text{Límite superior} - \text{Límite inferior}}$$

para métricas que aumentan a medida que aumenta la degradación.

El IBIS (*Index of Benthic Invertebrates in Saline Rivers*) se calcula como la media de las puntuaciones de 0 a 100 de todas las métricas.

El rango de valores del índice (0-100) se dividió en subrangos del mismo tamaño para proporcionar cuatro clases de calidad del agua: buena (IBIS ≥ 75) en donde la condición biológica se acerca al nivel de referencia; moderada ($50 \leq \text{IBIS} < 75$) en donde la comunidad de macroinvertebrados experimentó presiones antrópicas y cambios sustanciales en su estructura; pobre ($25 \geq \text{IBIS} < 50$) en donde la comunidad está bajo una intensa presión antropogénica, y mala (IBIS < 25) en donde existen condiciones ambientales solo para taxones tolerantes.

Modularidad y roles topológicos

Se utilizó el mismo procedimiento aplicado para los datos del **Capítulo 1** (ver página 36). Dado que la modularidad resultó significativa, se determinaron los roles para las taxa en la red. Además para las taxa presentes en 2 ó 3 diferentes usos de suelo, se determinó el rol topológico según el uso de suelo con el fin de explorar los cambios.

Resultados

Usos del suelo

En nuestro gradiente de degradación, el uso del suelo predominante en los sitios **B** fue AI (87,5%) con un porcentaje menor de HN (12,5%). Además, estos sitios recibieron descargas de efluentes urbanos e industriales. Los sitios **M** presentaron un menor porcentaje de AI que los sitios **B** (38,5%) y su uso de suelo predominante fue AG (41,5%). Estos sitios recibieron la descarga de efluentes industriales. Finalmente, los sitios **A** presentaron un alto porcentaje de AI (70%), seguido del uso de suelo UR (21%) y un bajo porcentaje de AG. Además estos sitios recibieron efluentes industriales y urbanos. La diferencia entre los sitios **M** vs. **A** es que los sitios **A** presentaron la descarga directa de aguas cloacales. En los sitios M3, M4, M5, M8, A4, A8 y A12 los valores de metales pesados en sedimento (Cr total y Cu) y en agua (Cr⁺⁶ y Cd) superaron los niveles guías para la protección de la biota acuática establecidos por CEPA (2002) (**Apéndice D**).

Los diferentes porcentajes de usos del suelo (AI, HN, AG y UR) se contrastaron entre el gradiente de degradación y todos difirieron significativamente entre sí (Kruskal-Wallis $p < 0,05$, $n=28$).

Variables fisicoquímicas

Las características ambientales que variaron significativamente entre el gradiente de degradación fueron el pH y la materia orgánica (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$, $n=28$) (**Tabla 5**). Los valores de pH fueron más bajos en los sitios **B**, aumentando hacia los sitios **A**. La materia orgánica fue más baja en los sitios **B** y más alta en los sitios **M**. El OD varió entre los grupos, con valores más bajos en sitios **M** y más altos en sitios **B**. La CD fue generalmente alta en todo el gradiente, con un valor medio para todas de 2992,36 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con los valores más altos en sitios **M** y los más bajos en sitios **B**. Sin embargo, estas diferencias en OD y CD entre grupos no fueron significativas ($p > 0,05$). La fracción de arena predominó en el sedimento de fondo con mayor porcentaje en los sitios **A** y menor en los sitios **B** y **M**.

Tabla 5 Variables fisicoquímicas de los 28 sitios en los sistemas lóticos de la ecorregión transicional, con tres niveles del gradiente de degradación, media, desviación estándar y valores mínimos y máximos (entre paréntesis). Las variables que mostraron diferencias significativas entre el gradiente de degradación ($p < 0,05$) ante la prueba del test de Dunn (a posteriori del test Kruskal-Wallis) se marcan con las letras a y b (^{a,b}). B=sitios con baja degradación; M=sitios medianamente degradados; A=sitios altamente degradados. Para el n de cada variable ver Apéndice D.

Variables fisicoquímicas	Gradiente de degradación		
	B (n=8)	M (n=8)	A (n=12)
Oxígeno disuelto (mg/L)	5,9±1,63 (4,7-9,6)	4,5±4,04 (0,1-12,1)	5±0,43 (5-6)
pH	7,5±0,71 (6,1-8,6) ^a	7,9±0,36 (7,7-8,8)	8±0,39 (7-8) ^b
Conductividad (µS/cm)	1375±3991,4 (554-10000)	2500±1632,6 (1000-5300)	2400± 1576,3 (203-7400)
Materia orgánica (%)	0,601±1,48 (0,052-4,26) ^a	4,55±3,62 (0,6-10,6) ^b	1±0,85 (0,1-3,05)
Arena (%)	46,84±28,99 (11-95)	44,65±29,55 (1-85,8)	54,32±24,65 (10-90)
Limo (%)	18,7±11,03 (2-38)	27,05±19,03 (7-65,8)	20±11,09 (6-40)
Arcilla (%)	20,76±24,13 (0-72)	23,87±14,87 (7,1-55,6)	20±20,96 (4-70)

Macroinvertebrados

Análisis comunitarios

Como resultado de aplicar los criterios definidos para todas las métricas (117), se seleccionaron 7 de ellas, en función de su sensibilidad (tipos 3, 2 y 1) para evaluar el gradiente de degradación. Dos métricas de FFG (%CF y %CR), una métrica de densidad (densidad de Ostracoda) y una métrica de tolerancia (*L.hoff/DT*) fueron las que mejor se desempeñaron para distinguir el gradiente de degradación (**Figura 12**). La métrica %CF fue consistente para diferenciar los sitios **B** vs. **M** y **A** (sensibilidad tipo 3), con medianas de 81,6, 27,8 y 30,2, respectivamente para sitios **B**, **M** y **A** (**Figura 12**). Diferentes crustáceos (Cyclopoida, Harpacticoida, Calanoida, Cladocera, Ostracoda y Amphipoda), insectos (Diptera y Trichoptera) y moluscos (Bivalvia) representaron este grupo.

Los CR también fueron consistentes para diferenciar sitios **B** vs. **M** y **A** (sensibilidad tipo 3) con medianas 18, 58,5 y 64,3, respectivamente (**Figura 12**). Este grupo estaba compuesto principalmente por el grupo Oligochaeta, Insecta (principalmente Diptera y en menor proporción, Trichoptera y Ephemeroptera) y Collembola. La métrica de densidad de Ostracoda fue consistente para diferenciar los sitios **B** vs **M** y **A** (sensibilidad tipo 3), con medianas de 284,5, 57,35 y 11

respectivamente. Finalmente, *L.hoffi*/DT distingue los sitios **A** vs **M** y **B** (sensibilidad tipo 3), con medianas de 0,01, 0 y 0,25 para sitios **B**, **M** y **A**, respectivamente (**Figura 12**).

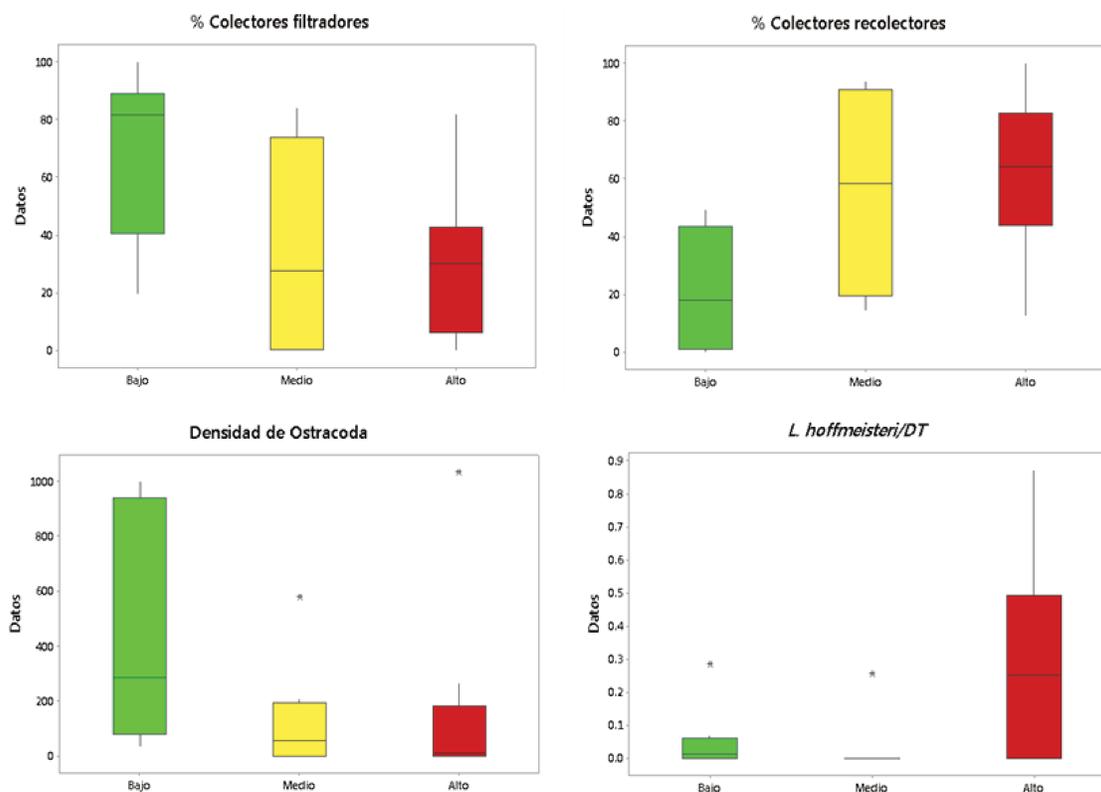


Figura 12 Distribución de los valores de las métricas candidatas con alta sensibilidad en el sistema lótico de la ecorregión transicional (cuenca del río Salado) en los 3 niveles del gradiente de degradación. Las barras de rango muestran el máximo y el mínimo de datos no atípicos; los recuadros son rangos intercuartílicos (percentil 25 a percentil 75) y la línea que divide las barras son medianas. Bajo, Medio y Alto corresponden al nivel de degradación.

El resto de las métricas de composición y tolerancia fueron menos sensibles que las anteriores (**Figura 13**). Sin embargo, se tomaron en cuenta para futuros monitoreos de la cuenca. Las métricas %Naididae y *Tubifex*/DT presentaron altos valores en los sitios **A**, lo que les permitió diferenciar los sitios **B** y **M** (**Figura 13**). *Pristina*/DT presentaron los valores más altos para los sitios **M**, valores bajos para los sitios **A** y valores casi nulos para los sitios **B**. (**Figura 13**).

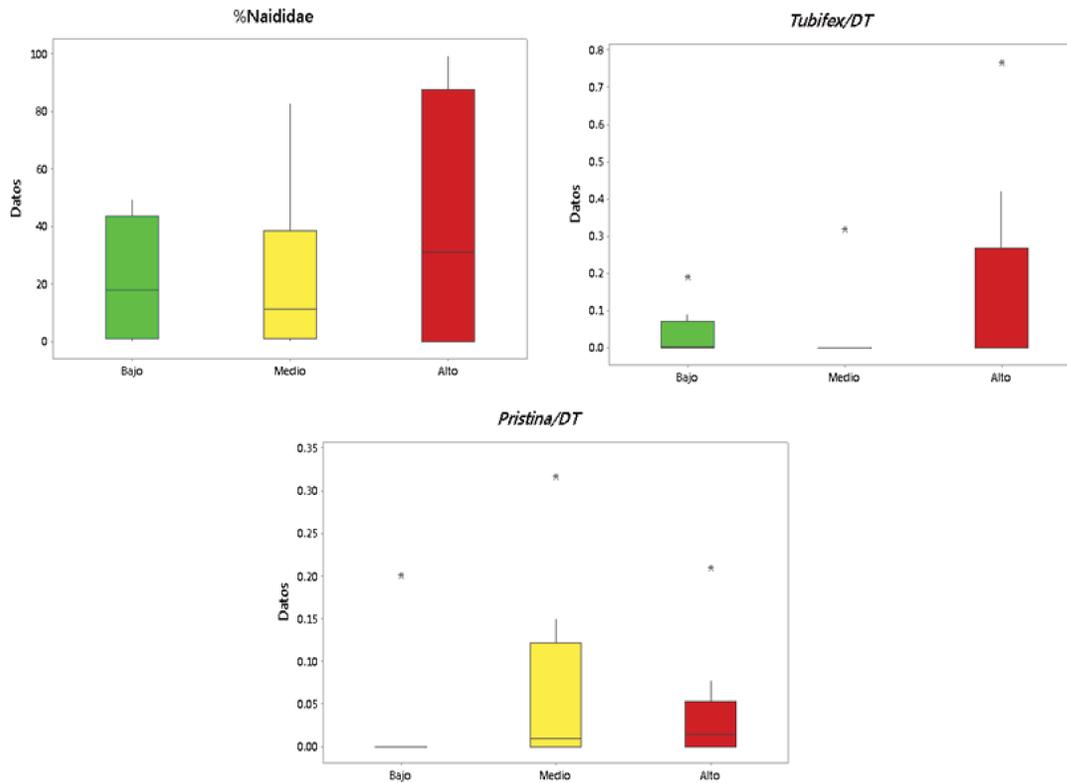


Figura 13 Distribución de los valores de las métricas candidatas con sensibilidad baja en el sistema lótico de la ecorregión transicional (cuenca del río Salado) en los 3 niveles de degradación. Las barras de rango muestran el máximo y el mínimo de datos no atípicos; los recuadros son rangos intercuartílicos (percentil 25 a percentil 75) y la línea que divide las barras; son medianas. Bajo, Medio y Alto corresponden al nivel de degradación.

La correlación evaluada entre métricas basadas en FFG, densidad, composición y tolerancia mostró que algunas métricas eran redundantes ($r > 0,70$). Por ejemplo, %CR y %CF estaban fuertemente correlacionados ($r = -0,93$). Sin embargo, decidimos mantener ambas métricas ya que nos brindan información diferente sobre la comunidad de los macroinvertebrados.

Finalmente, con respecto a los índices bióticos aplicados, ninguno de ellos distinguió los diferentes niveles de degradación.

Las métricas que no cumplían con los criterios de Barbour et al. (1996) (que llamaremos métricas no candidatas) pero presentaban coincidencias con la bibliografía mundial para diferenciar sitios con gradientes de degradación, decidimos incluirlas en el capítulo y se presentan en la **Tabla 6**.

Tabla 6 Desempeño de métricas no candidatas en el sistema lótico de la ecorregión transicional (cuenca del río Salado) en los 3 niveles de gradiente de degradación. La X marca el gradiente de degradación que

discrimina la métrica. B= sitios de baja degradación; M= sitios medianamente degradados; A=sitios altamente degradados.

Métricas no candidatas	Discriminación		
	B(n=8)	M(n=8)	A(n=12)
<i>%Aulodrilus pigueti</i>	x		
<i>%Ceratopogonidae</i>		x	
<i>%Chironomus</i>		x	
<i>%Gastropoda</i>	x		
<i>%Glyptotendipes</i>	x		
<i>%Nais</i>		x	
<i>%Nematoda</i>		x	
<i>%Polypedilum</i>	x		
<i>%Raspadores</i>		x	
<i>%Trituradores</i>	x		
<i>%Turbellaria</i>		x	
<i>%Axarus</i>			x

Finalmente, se obtuvieron varias respuestas significativas y previsible entre las métricas candidatas y las variables ambientales seleccionadas (**Figura 14**). Ninguna de las métricas seleccionadas varió significativamente con %MO y %UR ($p > 0,05$). El %CF disminuyó a medida que aumentaron los valores de pH. Por el contrario, el %CR aumentó a medida que aumentaba el pH y el %HN, y disminuyó a medida que aumentaba el %AI. *L.hoff/DT* varió significativamente en forma negativa con %HN y el %AG.

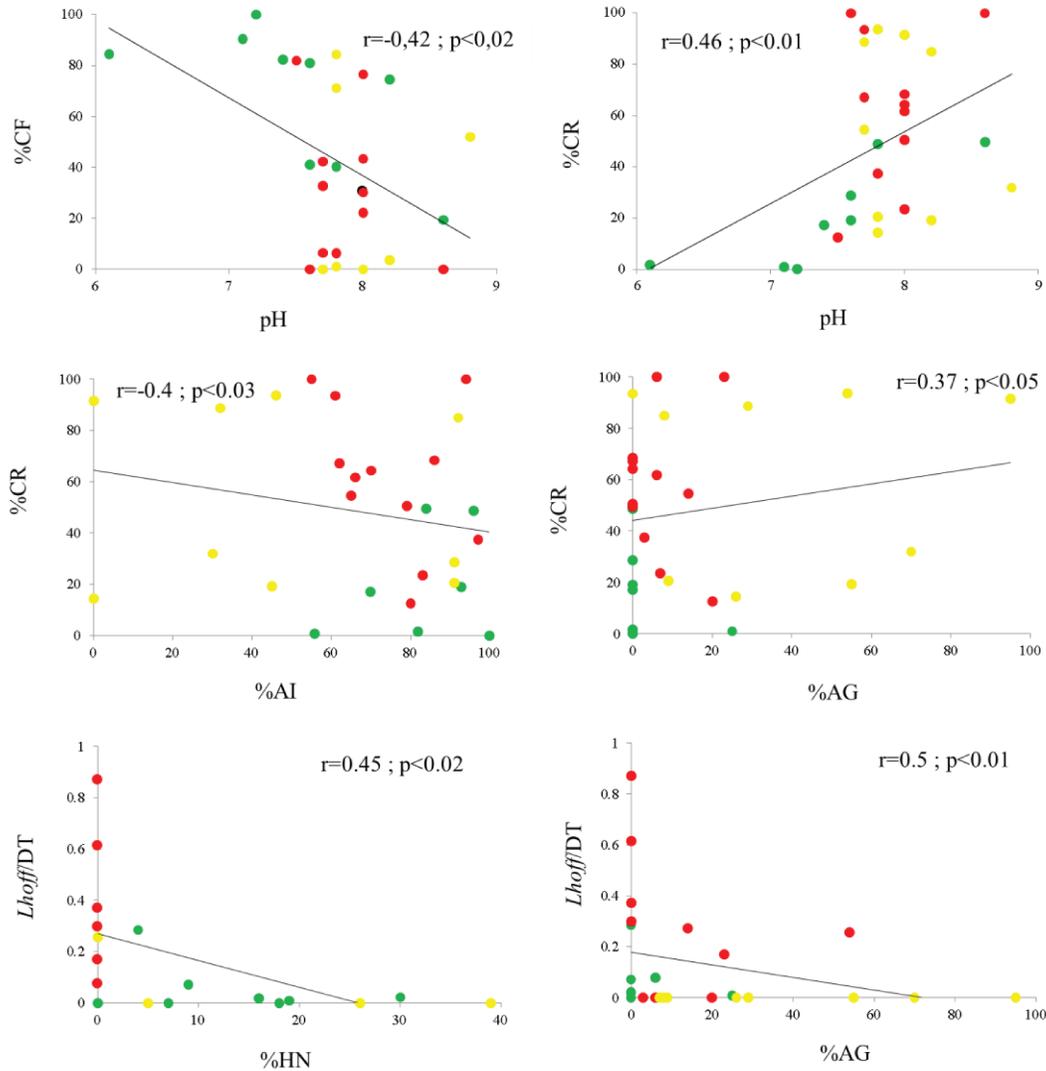


Figura 14 Coeficiente de correlación de Pearson entre las métricas candidatas vs las variables ambientales y su significancia estadística. Círculos verdes: sitios con baja degradación; círculos amarillos: sitios medianamente degradados; círculos rojos: sitios altamente degradados.

Cálculo de IBIS

En base a los resultados previos obtenidos, se confeccionó el siguiente índice. Los límites inferiores y superiores que se utilizarán en la fórmula de EQR para cada métrica se proporcionan en la **Tabla 7**.

$$IBIS = (\%CF + \%CR + \%NAI + DO + \frac{Lh}{TD} + \frac{Tub}{TD} + \frac{Pris}{TD})/7,$$

donde:

$\%CF = (\text{Densidad de Colectores Filtradores} / \text{Densidad total}) * 100$

$\%CR = (\text{Densidad de Colectores Recolectores} / \text{Densidad total}) * 100$

$\%NAI = (\text{Densidad de Naididae} / \text{Densidad total}) * 100$

DO = Densidad de Ostracoda

$L.hoff/DT = \text{Densidad de } Limnodrilus\ hoffmeisteri / \text{Densidad total}$

$Tub/DT = \text{Densidad de } Tubifex / \text{Densidad total}$

$Pris/DT = \text{Densidad de } Pristina / \text{Densidad total}$

Tabla 7 Métricas utilizadas en el índice multimétrico obtenido del análisis de las comunidades de macroinvertebrados en los sitios de baja degradación (**B**), medianamente degradados (**M**) y altamente degradados (**A**), con sus valores mínimos y máximos. Valores de los percentiles 25 y 75 utilizados para calificar el índice.

Métricas	Respuesta esperada a la degradación	Mínimo	Máximo	25 percentil	Puntaje	75 percentil	Puntaje	IBIS			
								Buena (%)	Moderada (%)	Pobre (%)	Mala (%)
%Colectores Filtradores	Disminuye	0	100	6,43	0	76,56	100	>80	42-79	41-5	<5
%Colectores Recolectores	Aumenta	0	100	78,25	100	19,18	0	<20	49-19	50-79	>80
Densidad de Ostracoda (ind.m ²)	Disminuye	0	1033,3	26,75	0	283	100	>280	155-279	154-29	<30
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> /DT	Aumenta	0	0,87	0,29	100	0	0	<5	16-4	17-29	>30
%Naididae	Aumenta	0	99,2	56,24	100	0,43	0	<5	31-4	32-59	>60
<i>Tubifex</i> /DT	Aumenta	0	0,77	0,32	100	0	0	<5	16-4	17-29	>30
<i>Pristina</i> /DT	Aumenta	0	0,32	0,09	100	0	0	<5	6-4	7-9	>10

Análisis metacomunitarios

La red exhibió una estructura modular, con un índice de modularidad de $Q=0,396$ ($z=-3,014$ y $p=0,003$). Al clasificar las taxa en roles topológicos con base en sus posiciones en el espacio c y z , el 77,8% de todas las taxa presentaban un rol topológico periférico, y en menor medida conectoras

Discusión

Indicadores físicoquímicos

Si bien, no existe una “clasificación estándar” para establecer que una cuenca se encuentra contaminada o no contaminada, sí existe un gradiente continuo de estresores en los ecosistemas fluviales (Dos Santos et al., 2011). En nuestro estudio, los sitios **B** mostraron los valores más bajos de pH y MO. La calidad del río se encontraba deteriorada en los sitios **M** (donde el uso del suelo agrícola superó el 25%) con los valores más altos de materia orgánica y CD (aunque esta última no fue significativa). Adicionalmente, éstos sitios presentaron valores más bajos de OD que los sitios **B**, en coincidencia con el criterio de Allan (2004) y Yates & Bailey (2010). Esto puede explicarse por la pérdida de zona ribereña lo que aumenta el aporte de: nutrientes y material alóctono ((al no ser retenidos y regulados por el bosque de ribera) y temperatura del agua (por disminución del sombreado y radiación solar directa sobre los cuerpos de agua), resultando en mayores concentraciones de MO y menores de OD en los sitios **B**. Además, estos sitios reciben descargas de efluentes industriales, que afectan la calidad de los sedimentos del fondo con valores de metales pesados superiores a los estándares permitidos (Gagneten et al., 2007; Marchese et al., 2008; Gagneten & Paggi, 2009; Pelusso et al., 2022). Finalmente, los **A** fueron directamente afectados por la descarga de efluentes industriales y aguas residuales (Marchese & Ezcurra de Drago 1999, 2006; Gagneten & Ceresoli 2004; Zilli & Gagneten 2005; Marchese et al., 2008). Sin embargo, sus valores para MO y CD fueron menores que en los sitios **M**. En coincidencia con Luck & Wu (2002), en los ríos con usos de suelo urbano ingresan más contaminantes por la mayor cantidad de partículas químicas utilizadas en las urbanizaciones, haciendo que el impacto del uso urbano sea mayor que el uso agrícola (Allan, 2004). Aunque no todas las partículas químicas presentes en los ríos urbanos son estudiadas (como es nuestro caso), se reconoce que el impacto es más significativo debido a la gran cantidad y diversidad de contaminantes presentes.

Indicadores basados en macroinvertebrados

Nivel comunidad

Las métricas %CF y %CR permitieron diferenciar claramente los sitios **B** frente a los sitios **A**. Estos resultados están en coincidencia con los estudios de Kuzmanovic et al. (2017) quienes muestran que los cambios en la abundancia de los FFG son frecuentes cuando se comparan diferentes niveles de degradación antropogénica. El aumento de la degradación reduce la disponibilidad de nichos, favoreciendo a las especies generalistas (CR) en detrimento de las especialistas (CF). El dominio de los CR está estrechamente relacionado con los altos niveles de degradación ambiental (Mondy &

Usseglio-Polatera, 2014). Por el contrario, los CF se ven afectados por las actividades agrícolas o urbanas y responden rápidamente (disminuyendo su composición) a los cambios en la composición química del agua y al aumento de la sedimentación (Collins & Farhig, 2020).

Con respecto al grupo Ostracoda, varios estudios (Rosenfeld et al., 2000; Boomer & Attwood 2007; Parameswari et al., 2020) han demostrado que el aumento de los niveles de contaminación provoca una disminución de su abundancia, ya que algunas especies no pueden soportar los altos niveles de contaminación. Sin embargo, existen algunas especies consideradas cosmopolitas (como por ejemplo *Cypria ophthalmica*, *Candona candida*, *Ilyocypris bradyi*) que tienen un amplio rango de tolerancia a cambios en ambientes más contaminados, por lo que cuando aumenta el nivel de contaminación, aumenta su densidad pero la diversidad de especies disminuye (Boomer & Attwood 2007; Pieri et al., 2012). Por lo tanto, el uso del grupo Ostracoda como indicadores de la calidad del agua requiere el conocimiento de sus preferencias biológicas, de distribución y de hábitat. Se necesitan más estudios en nuestra región para comprender mejor su respuesta a los impactos.

Según el estudio de Marchese & Ezcurra de Drago (1999) la proporción *L.hoff*/DT aumenta en ambientes con contaminación orgánica, más específicamente debido a la descarga de efluentes urbanos que a efluentes industriales y escurrimientos de desechos agrícolas. Esto es consistente con nuestro estudio en donde se vio un aumento de la densidad en los sitios A afectado por la descarga de efluentes urbanos. Además, varios autores han determinado la dominancia de *L.hoff* en ambientes con alta CD y alto enriquecimiento orgánico (recopilado en Marchese et al., 2020). *L. hoffmeisteri* tiene una alta tolerancia a los desechos orgánicos y es el oligoqueto más abundante en sitios muy contaminados (Rodríguez & Reynoldson, 2011).

También hay otras métricas (%Naididae, *Tubifex*/DT, *Pristina*/DT) que fueron menos sensibles y que decidimos considerar de todos modos para proponer el IBIS, ya que son de fácil uso y coincidente con la literatura mundial que se mencionan a continuación. Con respecto a Naididae, varios estudios consideran a esta familia como altamente tolerante a la contaminación. Sin embargo, dentro de esta familia existen diferentes géneros con distintos rangos de tolerancia a las variables ambientales. Por lo tanto, se recomienda utilizar Naididae en combinación con otros (por ejemplo *Limnodrilus*, *Tubifex* y *Pristina*) que tienen una mayor resolución taxonómica. Diferentes estudios en ríos han demostrado que *Tubifex tubifex* es muy abundante en sitios muy contaminados (resumido en Rodríguez & Reynoldson, 2011), y al igual que *L. hoffmeisteri*, tiene los valores más altos de tolerancia a los desechos orgánicos (Bode et al., 2002). En coincidencia, en nuestro estudio, se encontró mayor abundancia de ambas especies en los sitios A.

El comportamiento de la métrica *Pristina*/DT es consistente con estudios que consideran a este género como altamente tolerante a la MO, principalmente por la acumulación de material vegetal alóctono (resumido en Rodríguez & Reynoldson, 2011). En nuestra cuenca la principal fuente de ingreso alóctono es proveniente de aguas arriba. La vegetación ribereña forma parte del sistema y es considerada autóctona. Por lo tanto, la acumulación de material alóctono podría ser el resultado de la pérdida de vegetación de ribera debido a un aumento en el uso de suelo agrícola (uso principal en los sitios **M**). Además, Bode et al. (2002) informan que *Pristina* tiene una tolerancia muy alta a los desechos orgánicos (nivel de tolerancia 8), aunque no tan alta como la que presentan *Limnodrilus* y *Tubifex* (nivel de tolerancia 10).

Métricas no candidatas

Aunque no están incluidas en el cálculo de IBIS, a continuación discutimos algunas métricas que consideramos relevantes (por la robustez de la base de datos empleada) para discriminar el gradiente de degradación en ríos con alta CD. Se necesitan más estudios para evaluar si estas métricas pueden ser consideradas como candidatas en entornos similares.

Entre las métricas que discriminaron los sitios **B** vs **M** y **A**, se encuentran %*Glyptotendipes*, %*Polypedilum* y %T. Estas métricas tienen la ventaja de no requerir una determinación a un nivel taxonómico tan fino como, por ejemplo, *Aulodrilus pigueti*, donde se necesita más tiempo y esfuerzo para su identificación (Figueiraujo et al., 2018). A su vez, %*Glyptotendipes*, %*Polypedilum* y %T no tienen un nivel taxonómico tan amplio como Gastropoda, que engloba diferentes grupos de taxones con diferentes niveles de tolerancia que van desde muy sensibles a muy tolerantes (Cuezzo, 2009). En particular, se ha mencionado para la región de estudio que *Glyptotendipes* es abundante en ambientes que no se ven afectados por descargas orgánicas antropogénicas y está asociado con ambientes con alta CD (Marchese et al., 2020).

%*Chironomus* y %*Nais* discriminó a los sitios **M** de los otros sitios. Se trata de grupos taxonómicos con alto valor como bioindicadores. Se sabe que el género *Chironomus* es altamente resistente a la contaminación (Lencioni et al., 2012), y el género *Nais* presenta un alto nivel de tolerancia a la contaminación por materia orgánica en estudios realizados en otras regiones (Bode et al., 2002; Rodríguez & Reynoldson 2011) así como en nuestra región (Marchese et al., 2020).

Finalmente, *Axarus* es un género con valor bioindicador ya que se encuentra en ambientes orgánicamente enriquecidos por desechos de la actividad antropogénica (Sonoda et al., 2018;

Marchese et al., 2020). Esto está en coincidencia con nuestros estudios en donde se encontró en mayor abundancia en **A**.

Nivel metacomunidad

La determinación de los roles topológicos se ha utilizado en análisis ecológicos para desarrollar medidas de evaluación de integridad biótica (Smith & Lamp, 2008; Kim et al., 2021). En coincidencia con nuestros estudios (donde más del 75% de las taxa resultaron periféricas y no hubo un cambio de roles entre los sitios de menor perturbación respecto de los de mayor perturbación), Felipe Lucía et al. (2020) establecen que el aumento en la intensidad del usos del suelo conduce a redes más homogéneas con mayor cantidad de especies periféricas, a diferencia de ambientes con baja degradación que presentan redes más complejas en las que las taxa se ubican en diferentes roles topológicos. Las taxa periféricas solo pueden acceder a una cantidad limitada de recursos homogéneos, con escasas implicancias en la conexión de la red (Pinheiro et al., 2019). También podría haber efectos en cascada ya que las alteraciones por el uso de suelo agrícola, urbano o industrial (por efecto de la contaminación con metales pesados, plaguicidas o aumento de la materia orgánica) altera el comportamiento alimentario de los peces bentófagos de la cuenca (Scott et al., 2004; Robinson, 2009; Murthy et al., 2013) y por lo tanto el impacto alteraría indirectamente la metacomunidad de los macroinvertebrados que consumen. Por otra parte, puede haber alteraciones en los recursos de los que se alimentan los invertebrados que afectan sus comunidades. Por ejemplo, puede suceder que por efecto de los productos farmacéuticos y de cuidado personal se altere la cantidad y calidad del biofilm del cual se alimentan los invertebrados (Archer et al., 2017; Gomes et al., 2019) y esto impacte en su abundancia.

En nuestra cuenca en los sitios contaminados (o con poca conectividad, sitios **M** y **A**) las especies de pequeño tamaño (octava columna del **Apéndice C**) fueron las que dominaron. Estas taxa pueden colonizar y persistir en una gran cantidad de sitios ya que su tamaño reducido les permite incrementar las probabilidades para encontrar refugio y presentan menos resistencia al flujo del agua (Townsend & Hildrew, 1994). En cambio, organismos de gran tamaño presentan menor riesgo de depredación y mayores posibilidades de movimiento. Por lo tanto, en nuestro estudio, situaciones de baja conectividad de la red y altos niveles de degradación promovieron que las especies de menor tamaño ocupen roles periféricos, a diferencia de un ambiente con alta conectividad y bajos niveles de degradación del ambiente en donde las especies de mayor tamaño ocuparon roles de conectores modulares (*Hubs* de módulo).

Por otro lado, los organismos con hábitos CR (siendo los más comunes en los sitios de mayor degradación) se relacionan positivamente con los factores de estrés ambiental (columna 23 del **Apéndice C**); sin embargo, se debe tener en cuenta que tales estrategias alimentarias se encuentran con mayor frecuencia en los ambientes del sistema del río Paraná (Marchese et al., 2020), ya que los principales grupos taxonómicos (Chironomidae y Oligochaeta) presentan este hábito alimentario.

Según Shipley (2010), Fukami (2015) y Vellend (2016) si una degradación afecta la comunidad, las especies deberían cambiar el rol y la identidad de los rasgos que determinan su desempeño. Sin embargo se debe tener en cuenta que el efecto de la degradación en la selección de rasgos puede equilibrarse con los efectos de otros determinantes ambientales (Cunillera Montcusi et al., 2020). Por ejemplo, el aumento de la salinidad (natural o secundaria) favorece el desarrollo de formas pequeñas (Statzner & Bechê, 2010). Por lo tanto podríamos decir que si bien en este estudio, los sitios con mayor degradación tendrían un impacto en la selección de rasgos biológicos, esto también estaría balanceado por la acción de otros filtros ambientales (alta salinidad de la cuenca, dominancia de grupos colectores recolectores por las condiciones naturales regionales, etc). Esto indicaría que las condiciones ambientales en la cuenca del río Salado podrían actuar como los principales determinantes del ensamble de macroinvertebrados en las dinámicas metacomunitarias en este sistema.

Conclusiones

A lo largo de la cuenca, se pudo discriminar un gradiente de impacto antrópico, siendo los principales usos de suelo el agrícola, industrial y urbano. Con las métricas seleccionadas se construyó el IBIS como una primera propuesta para sistemas de alta salinidad en la región. Se debe tener en cuenta que no todas las métricas incluidas en el índice son fáciles de calcular, ya que algunas requieren una determinación a un nivel taxonómico muy fino (para los grupos Oligochaeta y Chironomidae) y, por lo tanto, se necesita de mayor tiempo de identificación que lo hace más costoso. Sin embargo, la ventaja es que brindan información más precisa, principalmente en ambientes donde estos grupos son los dominantes. Finalmente, los resultados a nivel metacomunitario no proporcionaron una distinción clara de los diferentes usos del suelo en el gradiente de degradación ya que los taxones con roles periféricos dominaron en toda la cuenca. Por lo tanto en esta cuenca altamente degradada, la red ecológica tiende a ser menos compleja y las especies no ocupan diversos roles topológicos.

Capítulo 3

Ambientes leníticos de la ecorregión valle del río Paraná y transicional

Introducción

Los ambientes leníticos pertenecen a la categoría de aguas quietas donde se encuentran los lagos y lagunas (Tundisi et al., 2008). Las lagunas representan estados intermedios en el amplio gradiente que se establece entre los lagos profundos y el ambiente terrestre. Se forman por procesos naturales a lo largo de los grandes ríos, como es el caso de la llanura de inundación del río Paraná. Autores de la región, como Drago et al. (2003) y Paira (2021) definen a las lagunas de la llanura de inundación del río Paraná como una masa de agua permanente o temporaria que ocupa una depresión de origen fluvial.

La llanura aluvial del río Paraná comienza en las cercanías de la ciudad de Corrientes y finaliza en el río de la Plata, con los primeros 600 km conformando el tramo medio (Iriundo, 1972). Aproximadamente el 40% de la superficie ocupada por la llanura aluvial está constituida por cuerpos de ambientes leníticos temporarios y permanentes con niveles hidrométricos medios (12,60 m s.n.m, Hidrómetro del Puerto de Paraná), en donde los invertebrados bentónicos son componentes esenciales de estos sistemas. En el tramo, Santo Tomé - Santa Fe - Paraná se encuentra una variedad de lagunas que al presente han quedado rodeadas de distintos usos de suelo. En la región, algunas lagunas presentan muy bajo impacto antrópico, como las situadas en la Isla Berduc (Laguna Irupé, (IR)) y en Isla Carabajal (Laguna La Mira (LM), Vuelta Irigoyen (VI) y El Puesto (EP)). Por otro lado, existen lagunas que han quedado rodeadas por asentamientos urbanos, como la Laguna Bedetti (LB), la Reserva de la Ciudad Universitaria (RECU), el Lago Parque del Sur General Manuel Belgrano (PGB) y la Reserva Natural Urbana del Oeste (RNUO)).

Las lagunas urbanas ocupan un lugar de importancia en muchas ciudades y forman parte de la ecología urbana (Mancini et al., 2012). Estas pueden proporcionar hábitats que permitan el establecimiento de diferentes especies, tanto acuáticas como terrestres, migratorias o residentes e incrementar el valor paisajístico. A su vez, son utilizadas para la realización de actividades educativas y recreativas (Quirós, 2007; Mancini et al., 2012).

Estas lagunas generalmente están fuertemente degradadas y poseen aguas de mala calidad (Fontanarrosa et al., 2019) al recibir efluentes resultantes de muchos tipos de actividades humanas. Estos incluyen la descarga de agroquímicos, efluentes industriales y cloacales, convirtiendo a estas lagunas en sumideros de diversos contaminantes (Fontanarrosa et al., 2021). Adicionalmente, la expansión de las ciudades fragmenta el espacio natural mediante el desarrollo de infraestructura alterando la conectividad natural del flujo de agua. La fragmentación es el proceso mediante el cual un hábitat continuo y extenso se divide en fragmentos más pequeños y aislados que se produce

como resultado de la actividad humana (Molles, 2008). Esto perjudica a las lagunas en sus funciones y los servicios ecosistémicos que prestan (Butsch & Heinkel, 2020).

En las ciudades latinoamericanas se ha dado poca importancia a la lagunas urbanas a la hora de realizar una planificación territorial (Sierra-Vásquez, 2012). Tal es el caso de la ciudad de **Santa Fe**, la cual en el último siglo tuvo un fuerte desarrollo urbano. Geográficamente esta ciudad se encuentra limitada por ríos en tres de sus bordes. Esto genera una expansión continua en dirección norte, y hacia el este y oeste ocupando la planicie de inundación del río Paraná. Mientras que hacia el sur se encuentra obstaculizado por la confluencia del río Salado y el río Santa Fe. La ciudad de Santa Fe se expandió hacia las localidades próximas, como es el caso de la ciudad de **Santo Tomé**. Esta ciudad inició un proceso de desarrollo urbano a partir de la segunda mitad de la década de 1990, que se tradujeron en nuevas formas de ocupación del territorio (Pallud, 2010) obstaculizado al este por el río Coronda (confluencia del río Salado y el río Santa Fe).

La situación geográfica de las ciudades de **Santa Fe** y **Santo Tomé**, sumado al fuerte desarrollo urbano, ha promovido en los últimos años el proceso de verticalización en el área central de la ciudad (para el caso de Santa Fe) (Rausch et al., 2019) y la creación de barrios privados (para el caso de Santo Tomé) (Pallud, 2010). Estas ciudades, aunque se encuentren separadas físicamente, forman una compleja red de urbanización. Esto produjo un aumento en la densidad poblacional, lo que origina mayor cantidad de efluentes vertidos a los cuerpos de agua (de manera puntual y sin tratamiento previo), estableciendo un escenario social y ecológico estresante, al ejercer una gran presión sobre el ambiente.

Las grandes inundaciones que se produjeron en la región en las últimas décadas (en los años 1982-1983, 1986, 1992, 2003 y 2007) no sólo produjeron daños materiales significativos, sino que también pusieron en evidencia la fragilidad de todo el sistema urbano-ambiental. Ante la recurrencia de estos eventos naturales, a mediados de 1990 se iniciaron importantes obras de infraestructura que fueron convirtiendo a las ciudades mencionadas en territorios “anillados”, elevándose nuevas defensas hídricas hacia el oeste de la ciudad de Santa Fe, a la vera del río Salado, y en el área de expansión sobre el valle de inundación del río Paraná (Szupiany et al., 2021a).

Existe una necesidad creciente de considerar los ambientes urbanos como sitios susceptibles de ser protegidos, siendo fundamental conocer su estado ambiental y la biodiversidad que albergan. Si bien recientemente a través de la Edición Especial “*Biodiversity Conservation and Sustainable Urban Development*” (Kowarik et al., 2020) los científicos comenzaron a estudiar y contribuir al conocimiento de grandes áreas geográficas como América del Norte, África, Australia, Asia y

Europa, en América del Sur no se tuvieron en cuenta estrategias de conservación de la biodiversidad urbana. Cabe destacar que en Europa se han diseñado métricas e índices para monitorear y diagnosticar lagos profundos (con características distintas a nuestras lagunas), los cuales tienen en cuenta en su clasificación de calidad de agua otras comunidades como la vegetación acuática y los anfibios (Menetrey et al., 2005; Oertli et al., 2005; Angélibert et al., 2010; Indermhuele et al., 2010).

Argentina tiene una diversidad importante de lagunas urbanas, y los estudios se han centrado principalmente en aspectos epidemiológicos (Faggi & Martínez-Carretero, 2013; Juárez et al., 2018). Se ha analizado el bentos de ambientes leníticos de la llanura aluvial del río Paraná Medio (sintetizado en Marchese et al., 2002; Ezcurra de Drago et al., 2007; Zilli, 2010; Zilli & Montalto, 2011; Collins & Marchese, 2020) pero el conocimiento de los indicadores biológicos en la región aún es escaso.

Como se ha visto a lo largo del manuscrito, han sido mucho más abundantes (a nivel mundial y nacional) el uso de métricas e índices de macroinvertebrados para evaluar la calidad del agua en ambientes lóticos, los que presentan características totalmente diferentes a las lagunas de nuestra región. Los ensambles de macroinvertebrados en los ríos y arroyos están controlados principalmente por regímenes de temperatura, tipos de sustrato y variables hidráulicas, que son relativamente constantes (o al menos siguen ciclos estacionales consistentes). En cambio, los ensambles de macroinvertebrados en las lagunas están más controlados por procesos de dispersión, colonización y extinción local, como así también por las macrófitas que proporcionan gran parte de sus recursos (Bertolucci, 2012; Cortes et al., 2013; Rîsnoveanu et al., 2017; Romero et al., 2017).

Por ello, los objetivos de este estudio son los siguientes:

Objetivos

- 1) Describir y analizar las características físicas, químicas y ecorregionales ligadas al uso de suelo en los ambientes leníticos de la ecorregión valle del río Paraná y transicional de la provincia de Santa Fe
- 2) Determinar los atributos a nivel de la comunidad en estos ambientes
- 3) Aplicar diferentes índices bióticos y evaluar su sensibilidad en los diferentes ambientes
- 4) Comparar a nivel de la metacomunidad la modularidad y co-ocurrencia invertebrados en los ambientes

5) Analizar los cambios en los roles topológicos de las taxa para diferentes alteraciones antropogénicas en relación con el uso del suelo.

Metodología

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en la ecorregión valle del río Paraná y la ecorregión transicional de la provincia de Santa Fe (ver características de esta última ecorregión en el **Capítulo 2**). La ecorregión del valle del río Paraná comprende los valles de inundación de los trayectos medio e inferior del río Paraná y su principal tributario, el río Paraguay. El régimen hidrológico del río Paraná es estacional y está condicionado principalmente por las precipitaciones en la alta cuenca. A partir de septiembre asciende el flujo que alcanza su máximo en marzo. Las precipitaciones medias anuales son de 1250 mm a lo largo del Paraná. El clima es templado y húmedo (Morello et al., 2012). Las temperaturas de verano en enero varían de 25 a 27,5 °C entre los extremos sur y norte de la ecorregión valle del río Paraná, y las de invierno en julio varían entre aproximadamente 12 y 18 °C entre ambos extremos de la ecorregión.

Los suelos son muy influidos por la dinámica hidrológica. En la ecorregión del río Paraná predominan los suelos del orden Molisoles. El tipo de vegetación característico son los bosques fluviales definidos como formaciones dominadas por especies arbóreas. La distribución y abundancia de las especies de árboles está modelada por el escurrimiento del agua de los cursos y por la longitud y alternancia de períodos de suelo inundado y de suelo seco (Morello et al., 2012).

La ciudad de Santa Fe es la capital de la provincia de Santa Fe y la octava ciudad más poblada de la Argentina, cuenta con 592.604 habitantes (Censo 2022 del Instituto Provincial de Estadística y Censos (IPEC)). La ciudad participa de un fenómeno de conurbación que se extiende en el sentido norte-sur desde las localidades de Recreo y Monte Vera hasta la localidad de Sauce Viejo, incluyendo la ciudad de Santo Tomé (de 65.684 habitantes según Censo 2022 del IPEC) recorriendo una extensión de 50 km de longitud llamado Gran Santa Fe (Pallud, 2010).

Usos del suelo

El uso del suelo se tipificó principalmente por el uso predominante del suelo exclusivamente en un área con un radio de 500 metros desde el borde de las lagunas, utilizando el Sistema de Clasificación de Cobertura Terrestre - LCCS (Di Gregorio & Jansen, 1998; Di Gregorio, 2005, con un nivel de resolución espacial de: xMín,yMín -62.8797,-34.3836 y xMáx,yMáx -58.8808,-27.9994). Los análisis se realizaron con el software QGIS 2.18.24. Para identificar el uso del suelo

se utilizaron fuentes de datos de diferentes oficinas gubernamentales y sitios web (fuente: IPEC-Delegación Santa Fe, IDESF, INTA). La clasificación se basó principalmente en 2 usos de suelo: 1) %UR; 2) HN. De esta manera se asignaron los dos tipos de uso de suelo para las lagunas (con casi el 100% del uso de suelo para cada categorización): sitios de referencia (100% de HN) (n=4); y sitios urbanos (98% de UR y 2% de AI) (n=5).

Muestreos

Bases de datos disponibles y datos obtenidos en esta tesis

Parte de las variables fisicoquímicas y de los muestreos de macroinvertebrados bentónicos utilizados en esta tesis forman parte de la base de datos en ambientes de referencia (**IR, LM, EP y VI**) de Zilli (2010), y urbanos (**RNUO1 y RNUO2**) de Arias (2019). Además se incluyen datos obtenidos de muestreos desarrollados durante esta tesis (**LB, RECU y PGB**). Por lo tanto, se contó con un total de 9 sitios muestreados (**Figura 16**) durante aguas altas y aguas bajas (ver detalles en **Apéndice F**). Se seleccionaron estas lagunas por estar sujetas a distintos usos de suelo: LB, RNUO1, RNUO2 PGB y RECU con uso de suelo urbano (**Figura 17**), y las lagunas IR, LM, VI y EP con uso de suelo de referencia (**Figura 18**).

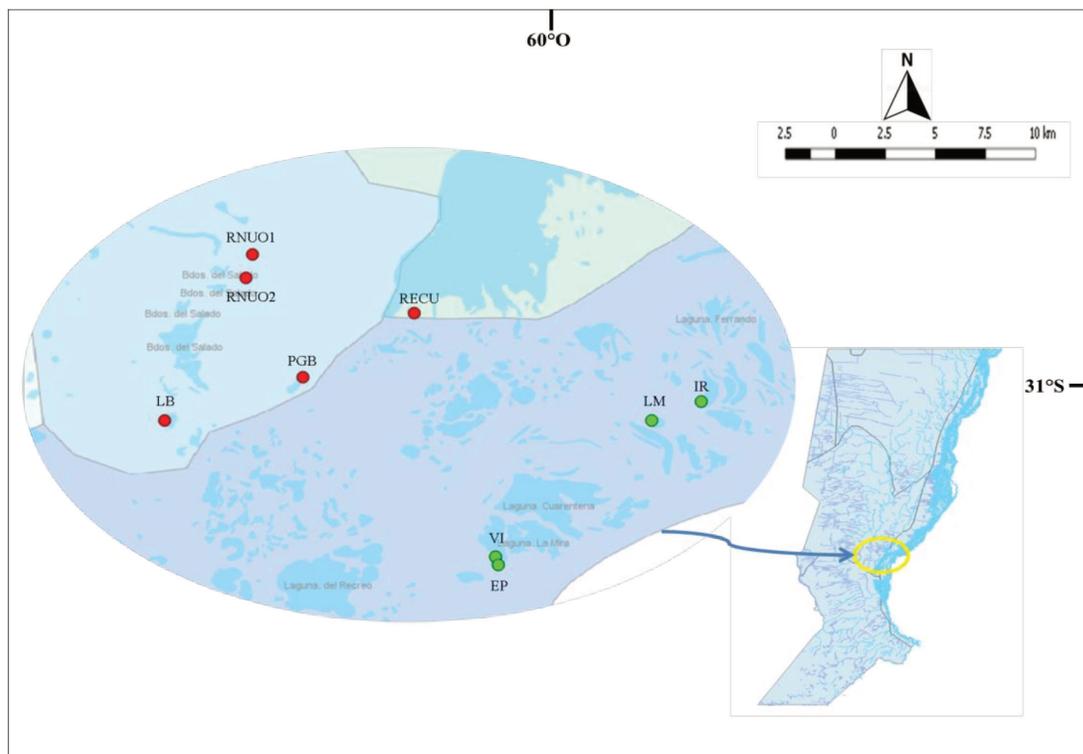


Figura 16 Ubicación de los sitios de muestreo en los sistemas leníticos de la ecorregión valle del río Paraná y transicional. Círculos verdes (lagunas de referencia) y rojos (lagunas urbanas).

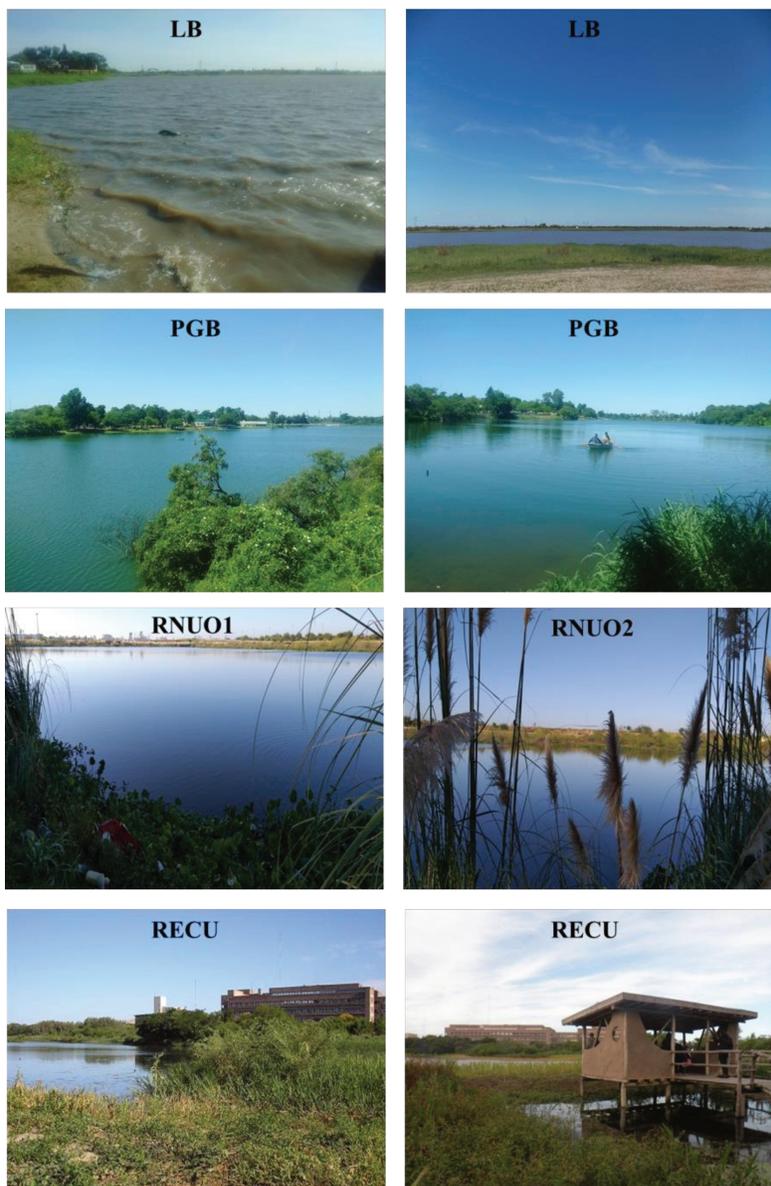


Figura 17 Fotos tomadas de las lagunas urbanas (LB, PGB, RNUO y RECU). Fotografías: Florencia Facelli, Julieta Arias y Universidad Nacional del Litoral.

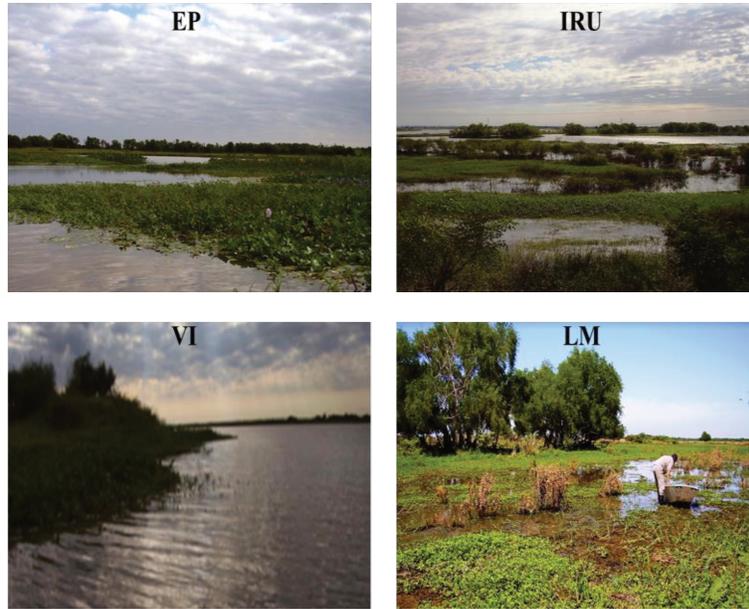


Figura 18 Fotos tomadas de las lagunas de referencia (EP, IRU, VI, LM). Fotografías: Florencia Zilli.

Las lagunas urbanas presentan distintos orígenes y todas se encuentran lindantes a las ciudades proporcionando un ambiente para actividades recreativas, educativas y de investigación. Por ejemplo, la **LB** está situada en un área plana cuya estructura hídrica está determinada por un lado por el río Salado y un complejo fluvial alóctono (ríos Santa Fe-Coronda-Arroyo-Negro), y por otro, por el sistema de bajos que originaban en su momento la tributación natural del encadenamiento al arroyo Los Padres (que luego se integra a la laguna). Las lagunas **RNUO** se originaron para recrear un ambiente natural regional, como humedal característico del valle de inundación del río Salado, y como puntos de recolección para el posterior bombeo del agua al río Salado (Arias, 2019). La **RECU** era hasta febrero de 1999 un ambiente lenfítico típico del sistema del río Paraná. Pero posteriormente con la construcción de la costanera Este, perdió su conectividad natural con la Laguna Setúbal y quedó conformada como un cuerpo de agua temporario (Gagneten et al., 2000). Finalmente el **PGB** originalmente era un brazo del riacho Santa Fe (Kieffer et al., 2015) y hoy se encuentra separado por la Avenida de Circunvalación de la ciudad de Santa Fe.

Si bien estas lagunas urbanas se encuentran separadas por los límites ecorregionales (Biasatti et al., 2016), la proximidad de las lagunas **LB** y **RNUO** (correspondientes a la ecorregión Transicional), y **RECU** y **PGB** (correspondientes a la ecorregión valle del río Paraná) nos permitió trabajar los datos en conjunto, ya que las condiciones climáticas y de biodiversidad fueron las mismas según las fuentes bibliográficas locales (Morello et al., 2012; Biasatti et al., 2016; Pensiero & Bortoluzzi, 2021). Los límites territoriales exactos de las ecorregiones son difusos, por eso Burkart et al. (2006)

establecen que las variables climáticas y de biodiversidad son las que definen la distribución geográfica de las ecorregiones. Además, se realizaron análisis comparativos de las características fisicoquímicas del agua según la ecorregión de las lagunas, y en todos los análisis no hubo diferencias significativas entre las lagunas de las diferentes ecorregiones (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$, $n=5$). Además, siguiendo el criterio establecido por Nanni (2020) agrupamos a las lagunas en función de la similitud de su presión antropogénica (suelo urbano). Por lo tanto en este capítulo de la tesis, en los objetivos se agruparon las lagunas urbanas (de la ecorregión Transicional y del valle del río Paraná) y las lagunas de referencia (valle del río Paraná).

Variables fisicoquímicas

En cada sitio de muestreo (tanto para la base de datos disponible y los muestreos realizados durante el desarrollo de la tesis) se registraron las principales variables fisicoquímicas en el centro del curso de agua (variables **Apéndice F**). Estas variables fueron medidas en campo o en laboratorio siguiendo el mismo procedimiento: transparencia del agua (cm) con disco de Secchi, profundidad (cm) con sonda portables, pH, conductividad (CD) ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y oxígeno disuelto (OD) ($\text{mg O}_2/\text{L}$) con equipos multiparamétricos (a excepción del pH y conductividad en Zilli (2010) que se tomaron con Lovibond y conductímetro Beckman respectivamente). Los nutrientes nitritos ($\text{ppm NO}_3\text{-N}$), nitratos ($\text{ppm NO}_2\text{-N}$), amonio ($\text{ppm NH}_3\text{-N}$) y P total (ppm P) fueron analizados a través del método titrimétrico con EDTA según Standard Method adaptado por HACH (DREL 2000). Para determinación de la clor *a* se obtuvieron los extractos utilizando los métodos estandarizados de APHA et al. (1992) y se midió con un espectrofotómetro HACH DR5000 (nuevos muestreos de esta tesis) y con HACH DR2000 (Zilli, 2010).

Además, se determinaron en las lagunas muestreadas durante el desarrollo de esta tesis (RECU, PGB, LB) los sólidos disueltos (g/L), potencial redox (mV) con equipo multiparamétrico, DBO_5 (ppm O_2) por método Winkler (1888), DQO (ppm O_2) por método de digestión en *Hach Analytical Chemistry* y los sólidos suspendidos totales (mg/L) siguiendo el protocolo de APHA (2005).

Mediante test de Kruskal-Wallis se evaluó la existencia de diferencias significativas entre los distintos usos de suelo adyacentes a las lagunas para cada uno de los parámetros ambientales estudiados. Entre aquellos en los que se obtuvieron resultados significativos ($p < 0,05$), se procedió a aplicar un test de Dunn para identificar cuáles fueron las lagunas entre las que existieron diferencias significativas ($p < 0,05$).

Macroinvertebrados

El procedimiento de muestreo de macroinvertebrados (tanto para la base de datos disponible y los muestreos realizados durante el desarrollo de la tesis) consistió en muestrear los puntos extremos (costas) y el centro considerando el eje mayor del cuerpo de agua (a excepción de **RNUO1** y **RNUO2** que solo contó de un punto de muestreo (Arias, 2019)). En cada punto de muestreo se tomaron 3 muestras (réplicas) con draga Ekman de 200 cm² (Zilli, 2010; Arias, 2019), Rigosha (*mud snupper*) (100 cm²) (Arias, 2019; Capeletti et al., 2021), Tamura (322 cm²) y red D (100 cm²) (Capeletti et al., 2021) según la profundidad y las características del sustrato del sitio de muestreo. En todos los casos la unidad de densidad fue individuos por metro cuadrado (ind/m²). Todas las muestras fueron tamizadas con malla de 200 µm, fijadas en solución de formaldehído al 10% y teñidas con eritrosina. Las muestras fijadas y teñidas fueron transportadas al laboratorio y almacenadas en recipientes de plástico. En el laboratorio, los invertebrados se separaron de los sedimentos bajo un microscopio estereoscópico y se conservaron en una solución de etanol al 70% antes de su identificación y recuento. La identificación y el conteo se realizaron bajo microscopios estereoscópicos u ópticos para diferentes taxones. Los invertebrados fueron identificados al menor nivel taxonómico posible utilizando las claves disponibles en Lopretto y Tell (1995), Brinkhurst & Marchese (1988), Merrit & Cummins (1996), Domínguez & Fernández (2009) y Trivinho-Strixino (2011). Las taxa fueron asignadas a su FFG de acuerdo a Merrit et al., (2008) e información de la región en estudio (Motta & Uieda, 2004; Tomanova et al., 2006; Zilli et al., 2008; Saigo et al., 2016) (ver detalle en **Apéndice A**).

Índice de Calidad del Agua

Se aplicó el Índice de Calidad del Agua subjetivo (*ICAsub*) propuesto por Pesce y Wunderlin (2000):

$$ICAsub = k \frac{\sum_i c_i \times P_i}{\sum_i P_i}$$

donde *k* es una constante subjetiva de calidad del agua con valores entre: **1** si el agua se presenta sin contaminación (clara o con sólidos en suspensión naturales); **0,75** si el agua está ligeramente contaminada por color claro no natural, espuma o ligera turbidez; **0,50** si el agua está contaminada, indicada por color no natural, turbidez elevada (no natural), sólidos orgánicos en suspensión, etc.; y **0,25** a un agua muy contaminada, indicada por color negruzco, olor fuerte, fermentación visible, etc. Por otro lado, *C_i* es el valor asignado a cada parámetro luego de la normalización, y *P_i* varía de 1 a 4 representando un rango de importancia de cada parámetro para la vida acuática donde 1 es de

menor importancia y 4 el de mayor. Los parámetros utilizados para calcular dicho índice fueron el pH, la conductividad, la temperatura y el oxígeno disuelto.

Cálculo y selección de métricas

Un total de 74 métricas fueron estimadas para evaluar la calidad de las lagunas y el impacto de los diferentes usos de suelo (referencia vs. urbano) (**Apéndice G**). Se calcularon métricas taxonómicas y de rasgos biológicos, las cuales fueron categorizadas en 6 grupos: riqueza ($\approx 24\%$), densidad ($\approx 42\%$), tolerancia ($\approx 12\%$), grupo funcionales tróficos ($\approx 12\%$) e índices bióticos ($\approx 10\%$). Los índices bióticos que se calcularon fueron los desarrollados para ríos calculados anteriormente en el **Capítulo 1**, y los desarrollados para lagunas o lagos: ICBreservorio (*Índice das Comunidades Benticas em Reservorios*) (Kuhlmann et al., 2012), EQR IndMacro (*Qualitat Ecològica Macroinvertebrats*) (Catalan et al., 2003). Se decidió calcular los índices utilizados para ambientes lóticos ya que algunos de ellos han sido calculados en otros trabajos para ambientes leníticos y lograron discriminar las lagunas según el impacto antrópico (Arias, 2019; Arias et al., 2022).

Para evaluar el nivel de sensibilidad de cada métrica calculada a diferentes degradaciones, utilizamos el método propuesto por Barbour et al. (1996). En este capítulo retuvimos las métricas que mostraron niveles de sensibilidad de tipo 3 y 2 para diferenciar los distintos usos de suelo.

La metodología para la selección de métricas se realizó siguiendo el mismo procedimiento utilizado en el **Capítulo 1** (ver página 35).

Modularidad y roles topológicos

Para el procedimiento aplicado ver **Capítulo 1** (ver página 36). Dado que la modularidad resultó significativa, se determinaron los roles para las taxa en la red. Además para las taxa presentes en 2 usos de suelo, se determinó el rol topológico según el uso de suelo con el fin de explorar los cambios.

Resultados

Variables fisicoquímicas

Las variables fisicoquímicas de las lagunas estudiadas se muestran en la **Tabla 8**. En general, durante las aguas altas, en los sitios urbanos el pH presentó valores alcalinos, y la CD fue relativamente alta. En cambio en los sitios de referencia, el pH presentó valores más neutros (cerca de 7), y la CD menor en comparación a los sitios urbanos. La transparencia fue mayor en

las lagunas de referencia que en las urbanas, y los valores de clorofila *a* indicaron condiciones eutróficas (por encima de los 30 µg/L).

Tabla 8 Variables fisicoquímicas de las lagunas de referencia y urbanas de la ecorregión valle del río Paraná y transicional, media, desviación estándar y valores mínimos y máximos (entre paréntesis). Las variables que mostraron diferencias significativas entre los usos de suelo ($p < 0,05$) ante la prueba de Kruskal-Wallis se diferencian con las letras a y b (^{a,b})

Sitios	Aguas altas		Aguas bajas	
	Referencia(n=4)	Urbano (n=5)	Referencia(n=4)	Urbano (n=5)
pH	7,23±0,1 (7,1-7,3)	8,02±0,65 (7,01-8,68)	7,5±0,08 (7,4-7,6)	7,55±0,71 (6,9-8,39)
Conductividad (uS/cm)	98,25±13,72 (88-117) ^a	776,6±545,78 (244-1515) ^b	85,5±10,85 (70-95) ^a	620,08±741,68 (0,88-1691,5) ^b
Temperatura (°C)	25,75±0,5 (25-26)	23,36±1,64 (21,6-25,7)	16±1,15 (15-17)	12,12±1,58 (9,8-13,85)
Oxígeno disuelto (mg/L)	8,55±2,23 (5,4-10,53)	7,678±3,47 (1,74-10,22)	7,025±1,38 (6-9,05)	8,47±1,60 (5,86-10,26)
Secchi (m)	0,61±0,27 (0,43-1) ^a	0,343±0,19 (0,145-0,53) ^b	0,61±0,25 (0,33-0,94) ^a	0,24±0,07 (0,17-0,35) ^b
Profundidad (m)	2,6±0,79 (1,9-3,7)	1,042±0,78 (0,56-2,4)	2,9±0,62 (2,4-3,8)	1,76±2,39 (0,45-6)
DQO (ppm O ₂)		35,33±8,39 (30-45)		76,67±8,96 (71-87)
DBO ₅ (ppm O ₂)		6,54±0,96 (5,71-7,59)		6,87±2,83 (4,08-9,74)
Nitrato (ppm)	0,29±0,15 (0,15-0,5)	0,24±0,23 (0,1-0,5)	0,29±0,03 (0,25-0,32)	0,17±0,12 (0,1-0,3)
Nitrito (ppm)	0,003±0,0005 (0,002-0,003)	0,01±0,001 (0,005-0,006)	0,004±0,001 (0,002-0,005)	0,006±0,007 (0,001-0,014)
Amonio (ppm)	0,12±0,028 (0,09-0,155)	1,773±1,49 (0,21-3,17)	0,29±0,03 (0,25-0,32)	1,37±1,51 (0,34-3,1)
Fósforo total (ppm)	0,47±0,39 (0,205-1,05)	2,26±0,81 (1,34-2,83)	0,59±0,61 (0,25-1,5)	2,66±2,24 (0,07-4)
Sólidos disueltos (mg/L)		989±497,421 (424-1361)		997,33±570,95 (580-1648)
Clorofila <i>a</i> (ug/L)		88,10±90,08 (29,81-191,85)		61,27±56,18 (2,4-114,3)

Por su parte, durante aguas bajas, en los sitios urbanos el pH presentó valores neutros (con mayor variación en las lagunas urbanas), la temperatura fue relativamente más baja que en los sitios de referencia y la CD mayor. En los sitios de referencia, el pH también presentó valores neutros y al igual que en las aguas altas, la transparencia fue mayor en las lagunas de referencia que en las urbanas.

Las lagunas son relativamente someras (con un promedio de 2 metros de profundidad). Los valores de OD fueron altos en todas las lagunas (por encima de los valores de anoxia: 0,95 a 1 mg/L). Los nutrientes fueron en todos los casos, mayores para las lagunas urbanas que las de referencia, aunque no hubo diferencias significativas ($p < 0,05$).

Con respecto a la comparación entre los sitios urbanos y los de referencia, se observaron diferencias significativas entre la CD y la transparencia (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$, $n=15$), durante las aguas altas y bajas. Los valores de CD fueron más altos en los sitios urbanos, mientras que la transparencia fue mayor en las lagunas de referencia.

ICA

El valor de **k** para las lagunas **EP**, **IRU**, **VI**, **LM** fue 1; para **LB** fue 0,75; **RECU** y **RNUO** 0,50 y **PGB** 0,25.

Los valores del **ICA_{sub}** para las lagunas urbanas (tanto en aguas altas como bajas) fueron bajos, entre 16 y 51, indicando condiciones de regular y mala calidad. En cambio en las lagunas de referencia (en aguas altas y bajas) el ICA presentó valores mucho más altos (desde 71 a 92) indicando condiciones de buena calidad del agua.

Macroinvertebrados

Análisis comunitarios

Como resultado de aplicar los criterios definidos para todas las métricas (74), se seleccionaron 14 de ellas para evaluar los distintos usos de suelo en función de su sensibilidad (tipo 3 y 2), su redundancia y la respuesta estimada a las variables de calidad del agua.

Durante las aguas altas 10 métricas (EQRmacro, IMRP, densidad de Ephemeroptera, densidad de Mollusca, densidad de Chironomidae (Tanytopodinae), densidad de Ephemeroptera (Polymitarcydae), O/C, N° de taxa total, N° de géneros y N° de Taxa de Oligochaeta) fueron las que mejor discriminaron las lagunas con diferentes usos de suelo (referencia vs. urbanas) (**Figura 19**).

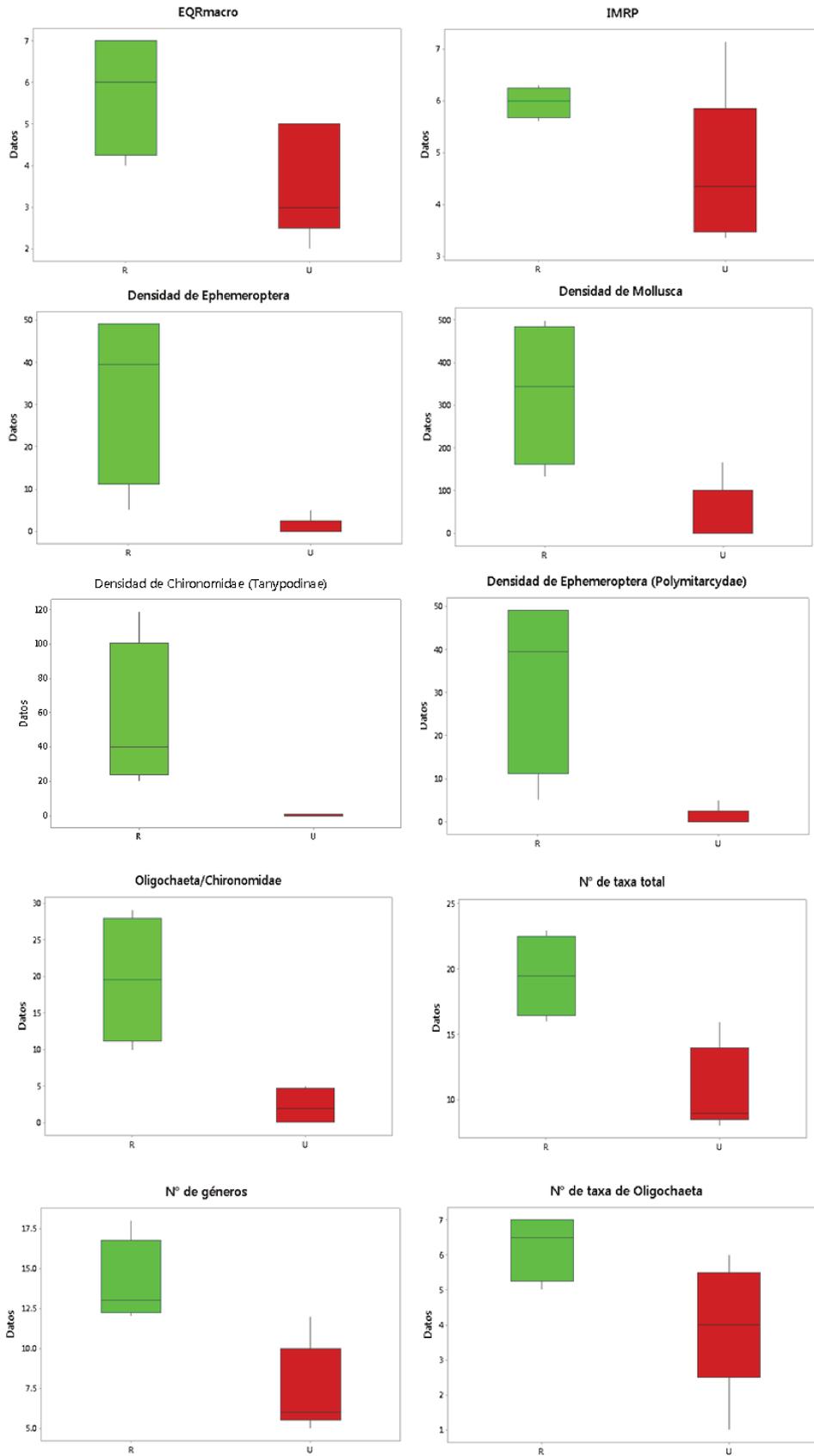


Figura 19 Distribución de valores para métricas candidatas de invertebrados con alta sensibilidad en las lagunas de referencia (R) y urbanas (U) durante las **aguas altas** en las ecorregiones valle del río Paraná y transicional. Las barras de rango muestran el máximo y el mínimo de datos no atípicos; los recuadros son rangos intercuartílicos (percentil 25 a percentil 75) y la línea que divide son medianas.

Por otro lado, durante las aguas bajas, 4 métricas (EQRmacro, BMWP, IMRP y densidad de Naididae) fueron las que mejor se desempeñaron para distinguir las lagunas urbanas vs lagunas de referencia (**Figura 20**).

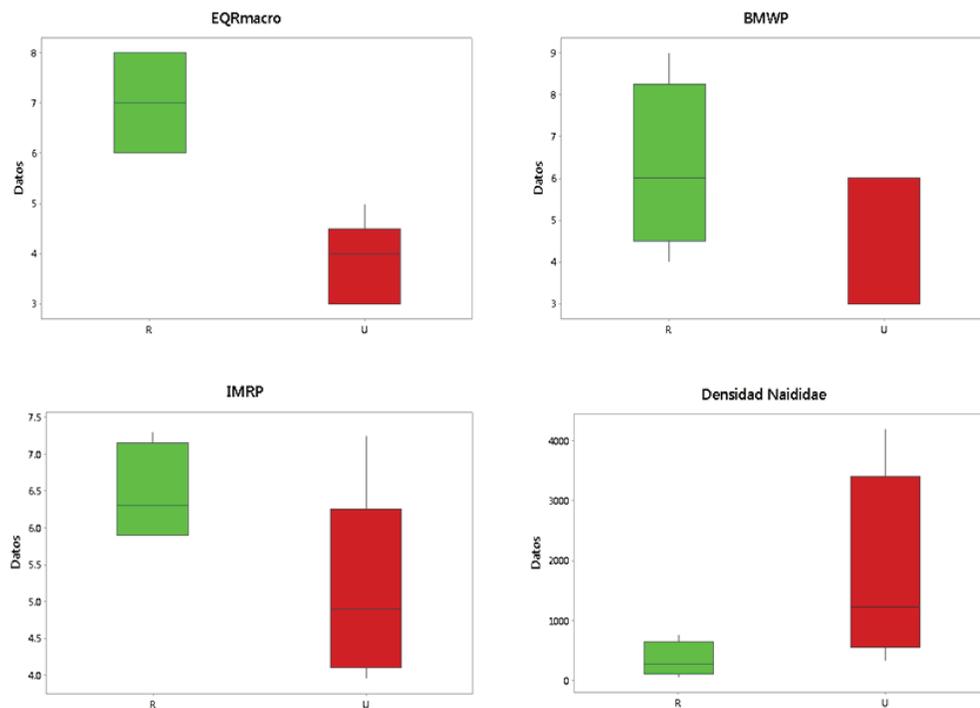


Figura 20 Distribución de valores para métricas candidatas de invertebrados con alta sensibilidad en las lagunas de referencia (R) y urbanas (U) durante las **aguas bajas** en la ecorregión valle del río Paraná y transicional. Las barras de rango muestran el máximo y el mínimo de datos no atípicos; los recuadros son rangos intercuartílicos (percentil 25 a percentil 75) y la línea que divide las barras son medianas.

Con respecto a las correlaciones entre las métricas individuales se obtuvieron varias respuestas significativas. La correlación durante **aguas altas** entre las métricas de riqueza (N°) y densidad mostraron que algunas métricas eran redundantes (explicadas a continuación), siendo todas correlaciones positivas ($r > 0,70$). La densidad de Ephemeroptera, Chironomidae (Tanypodinae) y Ephemeroptera (Polymitarcyidae) se correlacionaron significativamente con N° de taxa total y N° total de géneros; la densidad de Ephemeroptera con la densidad de Tanypodinae; la densidad de

Mollusca con O/C y el N° de Oligochaeta. Por otro lado, la densidad de Tanypodinae con la densidad de Polymyrtarcydae. O/C con N° de Oligochaeta, y N° de Oligochaeta con N° de géneros.

Con respecto a las **aguas bajas**, no se realizó una prueba de correlación ya que solo una métrica simple fue seleccionada por el método de Barbour et al. (1986) y 3 índices a los que no se les puede aplicar este proceso de correlación.

Por otro lado, se obtuvieron varias respuestas significativas entre las métricas y las variables ambientales. Durante las **aguas altas**, la densidad de Ephemeroptera, Mollusca, Tanypodinae y Polimytarcydae disminuyó a medida que aumentaba la CD en las lagunas. Mientras que con el aumento de temperatura, aumentó la densidad de Ephemeroptera, Mollusca y Polymytarcydae. También se correlacionó de manera positiva, O/C y la riqueza de géneros con la profundidad de las lagunas. Durante las **aguas bajas**, la densidad de Naididae se correlacionó de manera positiva con la CD, y de manera negativa con la profundidad.

Análisis metacomunitarios

La red exhibió una estructura modular con un índice de modularidad de $Q=0,36$ ($z=-4,85$ y $p=0,31$). Al clasificar las taxa según sus roles topológicos con base en sus posiciones en el espacio c y z, la mayoría fueron periféricas (90%), y en menor medida conectoras (10%). Los roles de cada taxa se presentan en el **Apéndice C** y la representación gráfica en la **Figura 21**.

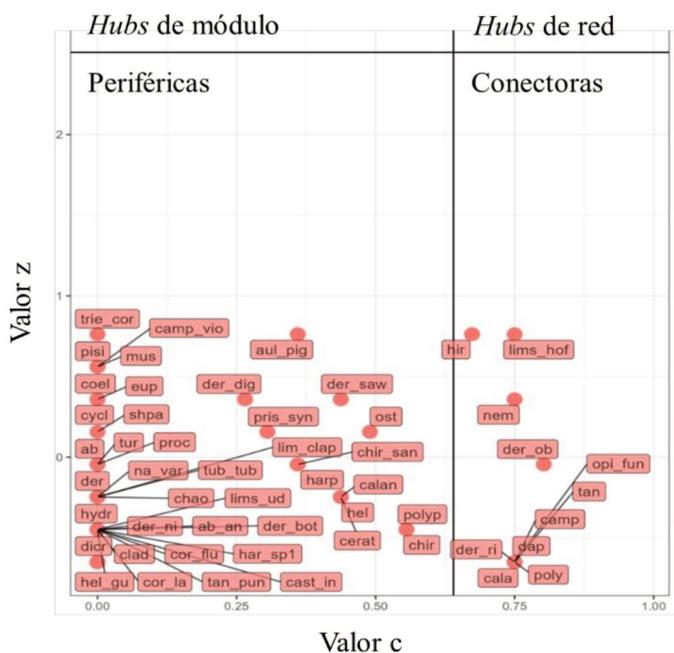


Figura 21 Roles topológicos en la red modular de los ambientes leníticos de la ecorregión valle del río Paraná y transicional. Valores límites: $z > 2,5$ y $c > 0,62$. *Hubs* de red (por encima de los umbrales c y z), *hubs* de módulo (por debajo del umbral c y por encima del umbral z), conectoras (por encima del umbral c y por debajo del umbral z) y periféricas (por debajo de los umbrales de c y z). Los acrónimos de las taxa se encuentran en el Apéndice A.

Del total de taxa compartidas entre los dos usos de suelo, 8 cambiaron su rol topológico (representando el 53% del total de taxa compartidas) actuando todas como conectoras en el uso de suelo de referencia y periféricas en el uso de suelo urbano, mientras que las otras 7 continuaron como conectoras en ambos usos de suelo (**Apéndice C**). Con respecto a los rasgos biológicos, la mayoría de las taxa presentaban un tamaño de cuerpo mediano de 2,5 a 20 mm (80%); dispersión acuática pasiva (60%) y activa (27%) y en menor medida por aire (23%); con movilidades nadadoras principalmente en la columna de agua (54%) y excavadora (11%). La forma corporal fue principalmente cilíndrica (87%) y el hábito alimentario CR (60%) (**Apéndice C**).

Discusión

Indicadores fisicoquímicos

Durante este estudio se analizó la calidad del agua de distintas lagunas en función de los principales usos de suelo. Las lagunas de referencia presentaron condiciones ambientales en coincidencia con los criterios de Allan (2004) y Yates & Bailey (2010) por su predominio de usos de suelo de bajo impacto antrópico (HN), presentando los valores más bajos de pH y CD. Además, los valores del ICA indican que estas lagunas presentan condiciones de buena calidad según Pesce & Wunderlin (2000). En cambio en las lagunas urbanas, la extensión del uso de suelo urbano superó el 25%, lo que según Luck & Wu (2002) y Allan (2004) determina que la condición biológica del ambiente comienza a deteriorarse. Para estos sitios, el ICA indicó condiciones de regular y mala calidad según los parámetros establecidos por Pesce & Wunderlin (2000).

Las variables ambientales que presentaron diferencias significativas entre las lagunas urbanas y las de referencia, fueron la CD y la transparencia en concordancia con los estudios realizados en lagunas urbanas por Juárez et al. (2018) y Taborda et al. (2018). Esta variación se dio de igual manera en aguas altas y bajas. Por otro lado, la transparencia del agua según varios autores (resumido en Teubner et al., 2020) puede considerarse como un indicador clave para evaluar lagunas sometidas a uso de suelo urbano. Esto es así principalmente porque los bajos niveles de transparencia se asocian con los altos valores de clorofila a (coincidente con los valores de las lagunas urbanas). La clorofila a es el principal pigmento captador de luz de los productores

primarios y comúnmente utilizado como estimador aproximado de la biomasa de fitoplancton (Teubner et al., 2020).

La CD se ha propuesto como marcador de contaminación por efecto de uso de suelo urbano y es considerada útil para la detección de contaminación (Bondarenko et al., 2016) en coincidencia con nuestro estudio donde las lagunas urbanas presentan altos valores de conductividad. Por otro lado, en nuestro estudio, los valores de OD no discriminaron las lagunas con distintos tipos de suelo, siendo este resultado similar al encontrado por Fontanarrosa et al. (2012) en las lagunas urbanas del Parque de Palermo (Buenos Aires, Argentina), en donde a pesar de estar contaminadas estas lagunas presentaban altos valores de OD (entre 3 y 8 mg/l de OD).

Indicadores basados en macroinvertebrados

Nivel comunidad

En este estudio durante las **aguas altas**, los índices bióticos EQRmacro e IMRP pudieron distinguir claramente las lagunas con distintos usos de suelo. En ambos índices, se utiliza la riqueza taxonómica de los macroinvertebrados para sus cálculos, lo que demuestra que para las lagunas de la región, la riqueza podría ser una medida efectiva para establecer un gradiente (o discriminar) las lagunas urbanas más degradadas hacia las menos degradadas. Hasta el momento, no se encuentran registros de que se haya aplicado el índice EQRmacro para lagunas de la región, existiendo su aplicación en regiones mediterráneas (Sanchez Montoya, 2008). Por otro lado, aunque el IMRP sea un índice para ríos, se utilizó para ambientes leníticos y permitió obtener muy buenos resultados mostrando diferencias entre ambientes de referencia vs. urbanos (Capeletti et al., 2021; Arias et al., 2022). Esto podría deberse a que el IMRP utiliza en su cálculo categorías taxonómicas de menor resolución (subfamilia y género), por lo tanto trabaja con mayor heterogeneidad de la estructura de los macroinvertebrados y tiene mayor sensibilidad para detectar cambios sutiles en la calidad del agua

Por su parte, los resultados obtenidos de la aplicación de los índices bióticos durante **aguas bajas** presentaron algunas coincidencias con respecto a EQRmacro e IMRP que se desempeñaron de la misma manera que en aguas altas. Además de estos índices, el BMWP mostró una clara diferenciación entre las lagunas con distinto impacto, como sucedió para ambientes lóticos en estudios de la región (Capeletti et al., 2021). Aunque este índice sea un índice para ríos, se utilizó para ambientes leníticos y se obtuvieron muy buenos resultados ya que diferenció los ambientes de referencia vs los urbanos.

Esta performance de los índices bióticos también fue coincidente durante las **aguas altas** con las métricas de riqueza de taxa, géneros y especies de Oligochaeta, aumentando la riqueza (de estos niveles taxonómicos) en las lagunas de referencia con respecto a las urbanas. La riqueza de géneros y de especies del grupo Oligochaeta son métricas que se utilizan con frecuencia, aunque se debe tener precaución ya que no todas las taxa responden de igual manera a la contaminación, por eso se debe trabajar a un nivel taxonómico más fino (determinando cuáles son los géneros y las especies de la muestra) (Prat et al 2009).

La riqueza de taxa en las lagunas de referencia fue mayor que en las lagunas urbanas, registrándose taxones sensibles en las de referencia y tolerantes en las urbanas. En coincidencia con los resultados obtenidos, otros autores también han encontrado un bajo número de taxa en lagunas urbanas del país (Fontanarrosa et al., 2013; Taborda et al., 2018; Gallardo et al., 2019) y de otras regiones del mundo (Hill et al., 2015; Rivera Usme et al., 2013).

Con respecto a las métricas de densidad (Ephemeroptera Polymitarcyidae, Mollusca y Tanypodinae) todas presentaron los valores más altos en las lagunas de referencia en coincidencia con estudios mencionados a continuación. Por un lado, el orden Ephemeroptera se considera un grupo sensible a la influencia antrópica y por eso, muchos estudios de evaluación ambiental se basan en la presencia de determinadas especies y en el aumento de su densidad (Buckup et al., 2007; Crisci-Bispo et al., 2007). En nuestro estudio, en las lagunas de referencia la densidad de Ephemeroptera fue mucho más alta que en las urbanas, en coincidencia con los estudios de la región donde posicionan a este orden como sensible a la contaminación (resumido en Marchese et al., 2020). Dentro de este grupo, las ninfas de *Campsurus* fueron dominantes entre las efímeras. Sin embargo, se debe tener principal atención con algunas especies de este género ya que presentan un nivel de tolerancia mayor en comparación con otras especies del orden Ephemeroptera. En nuestra región se encuentran las especies *Campsurus violaceus* y *Campsurus notatus* (Molineri et al., 2015). En un estudio de monitoreo de calidad del agua realizado por la Agencia Ambiental del Estado de San Pablo (CETESB, por su siglas en portugués), la alta ocurrencia y densidades de *Campsurus truncatus* obtenidas en ambientes eutróficos sugieren que la especie no debería ser considerada como un taxón sensible en los índices cualitativos (Kuhlmann et al., 2020). Esto demuestra que son necesarios ensayos para determinar la tolerancia de nuestras especies ya que debido a los resultados obtenidos, estas podrían desarrollar una mayor densidad poblacional en ambientes con menor impacto, pudiendo indicar mejores condiciones ambientales en ambientes leníticos.

Con respecto al orden Mollusca, en Argentina, la ecología de muchas de las especies de este grupo en agua dulce no ha sido muy estudiada y los requerimientos ecológicos siguen siendo en muchos

casos casi desconocidos (De Francesco & Hassan 2009). Se debe tener en cuenta que en los ambientes leníticos, la densidad de Mollusca aumenta ya que éstos desarrollan una mayor densidad principalmente en cuerpos de agua con vegetación y poco profundos (Dillon, 2000; De Francesco & Hassan 2009). En las lagunas urbanas, la mala calidad del agua se asocia con una menor cobertura de vegetación acuática según los estudios de Salcedo et al. (2018). Esta vegetación representa un importante recurso alimentario para los organismos acuáticos (Thomaz & Ribeiro da Cunha, 2010). También sirve como recurso alimentario indirecto al aumentar la biomasa de perifiton que constituye una importante fuente de alimento para los niveles tróficos superiores. Por lo tanto, la disminución de Mollusca en nuestras lagunas urbanas podría deberse a la pérdida del hábitat y disponibilidad de recurso alimentario. Futuros estudios son necesarios para determinar dentro de este orden, cuál es el nivel taxonómico más adecuado para utilizar como bioindicador de acuerdo a su tolerancia o sensibilidad a la contaminación. Finalmente, la presencia de Tanypodinae (*Ablabesmyia*, *Coleotanypus*, *Procladius*, *Alotanypus*, *Tanypus*, *Larsia* y *Denopelopia*) en las lagunas de referencia resulta ser un buen indicador de la calidad del agua, ya que esta subfamilia demuestra sensibilidad a altos niveles de contaminación ocasionados por el vertido de aguas residuales, según estudios de Molineri et al. (2020) para el noroeste del país. Según Fontanarrosa et al. (2013) la eliminación de la vegetación acuática podría afectar tanto el establecimiento como la permanencia del grupo Insecta. La vegetación acuática actúa de diferentes maneras para los insectos acuáticos. En este caso, para este grupo (Tanypodinae), la vegetación actúa como hábitat y fuente de alimento de las especies presa (Cremona et al., 2008), por lo tanto la disminución de la vegetación en las lagunas urbanas podría explicar la disminución de la densidad o la ausencia de Tanypodinae en estas lagunas.

Con respecto a las métricas durante las **aguas bajas**, sólo la densidad de Naididae permitió discriminar las lagunas. Autores como Rodríguez & Reynoldson (2011) y Marchese et al. (2020) la consideran como altamente tolerante a la contaminación. En la región, esta familia (que incluye a Naidinae, Pristininae, Tubificinae y Rhyacodrilinae) se encuentra muy bien representada con una gran riqueza de géneros (*Pristina*, *Dero*, *Allonais*, *Slavina*, *Chaetogaster*, *Nais*, *Stephensoniana*, *Amphichaeta*, *Paranais*, *Stylaria*, *Bratislavia*, *Limnodrilus*, *Paranadrilus*, *Tubifex*, *Bothrioneurum*, *Branchiura*) (Marchese et al., 2020).

Las respuestas significativas entre las métricas y las variables ambientales estuvieron en concordancia con los estudios citados en párrafos anteriores (Buckup et al., 2007; Crisci-Bispo et al., 2007; Bondarenko et al., 2016; Molineri et al., 2020) en donde se mostró que los grupos sensibles a la contaminación disminuyen con el aumento de la CD (Ephemeroptera Polymitarcydae,

Mollusca y Tanypodinae) y los considerados menos sensibles aumentan (Naididae) con el aumento de la CD.

Nivel metacomunidad

Los ecosistemas urbanos imponen limitaciones ambientales diferentes a las comunidades de los ecosistemas naturales y esto afecta las interacciones ecológicas (Henning & Ghazoul, 2011). En coincidencia con Bellisario et al. (2009), la dominancia de las taxa periféricas (90% para el caso de esta cuenca) podrían influir de manera negativa en el mantenimiento de la estructura y función del ecosistema, especialmente cuando las comunidades presentan menor riqueza (como es el caso de las lagunas urbanas), ya que estas especies tienen interacciones limitadas con otras especies o no están bien integradas en la red, por lo que podría haber un menor flujo de energía y recursos entre los diferentes componentes del ecosistema. El cambio en los roles topológicos de las taxa: conectoras en lagunas de referencia y periféricas en lagunas urbanas, podría estar indicando cómo la fragmentación acuática en las lagunas urbanas genera una desconexión de la metacomunidad, ya que estas taxa periféricas no tienen implicancias en la conexión de la red. Por otro, lado al actuar como conectoras en las lagunas de referencia conectan la red pudiendo trazar puentes energéticos (transferencia de materia orgánica, ciclado de nutrientes, cascada trófica) en la trama ecológica total (Pinheiro et al., 2019).

Estudios realizados por Geslin et al. (2013) (en insectos polinizadores) evidencian también como el aumento de la urbanización es uno de los principales impulsores de la pérdida del hábitat, y cómo esto afecta a las redes de interacción entre los organismos. El ambiente natural se vuelve menos estable y ante alteraciones significativas en su ecosistema (en nuestro caso fragmentación, aumento de la conductividad, disminución de la transparencia) los organismos no son capaces de mantener los bienes naturales comunes.

Las taxa de tamaño muy pequeño y grande, formas corporales aerodinámicas, buenos nadadores, voladores y trepadores se asocian con aguas de mejor calidad (Tomanova et al., 2008). En cambio, los organismos medianamente pequeños (2,5 a 20 mm) con una estructura flexible y de cuerpo cilíndrico parecen estar favorecidos frente a impactos antrópicos los cuales dominan en la cuenca: *Aulodrilus pigueti*, *Chaoborus*, *Chironomus*, *Cricotopus*, *Dero*, *Dicrotendipes*, *Limnodrilus*, Nematoda, *Polypedilum* y *Pristina* (ver **Apéndice C**).

En el caso de las lagunas que estaban antes conectadas y luego se desconectan por los procesos de fragmentación (como es el caso de PGB y RECU) y las taxa que abundan son las de dispersión

principalmente acuática (como por ejemplo las especies de los géneros de *Aulodrilus*, *Brastislavia*, *Dero*, *Tubifex*, *Slavina*, *Pristina*, **Apéndice C**), es probable que se reconfiguren las metacomunidades de macroinvertebrados acuáticos ya que se interrumpen los mecanismos de dispersión por la desconexión. Además, las lagunas urbanas al encontrarse desconectadas reducen el ingreso de recursos alimenticios. Por ejemplo muchos de los propágulos vegetales así como de los invertebrados que son presa de depredadores que ingresan a las lagunas por hidrocoria (Palavecino et al. 2015; Facelli et al 2019) no podrían hacerlo en las lagunas urbanas.

En coincidencia con Butsch & Heinkel (2020) la fragmentación del espacio natural de las lagunas altera la conectividad natural del flujo de agua y perjudica la dispersión aérea de algunos organismos bentónicos (como por ejemplo sucedería en nuestra cuenca con *Chaoborus*, *Chironomus*, *Dicrotendipes*, **Apéndice C**). Por lo tanto, para estas taxa de dispersión aérea se vería perjudicada su capacidad de conectar módulos desde las lagunas de referencia a las lagunas urbanas, pasando de conectoras a periféricas.

Conclusiones

En las lagunas urbanas de la ciudad de Santa Fe y Santo Tomé, la alta CD y baja transparencia fueron los principales impactos en la calidad del agua de estos sistemas. El ICA fue un buen indicador de la mala calidad de las lagunas urbanas, discriminándolas de las lagunas de referencia. Esto afecta a la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, sin embargo necesitamos mayor cantidad de datos para: (a) terminar de definir qué métricas funcionan mejor para evaluar estos impactos y (b) crear o adaptar un índice multimétrico para las lagunas de la región. En base a nuestros resultados sugerimos utilizar los índices EQRmacro e IMRP (los cuales nos permitieron discriminar diferentes sitios) hasta evaluar más sitios y definir con mayor robustez las métricas. Los cambios en los roles topológicos de las taxa (conectoras en lagunas de referencia, y periféricas en lagunas urbanas) funcionarían como indicadores vinculados a los procesos de fragmentación en relación con la pérdida de la conectividad natural en lagunas.

Teniendo en cuenta los bienes naturales que brindan estas lagunas y la necesidad de conocer en mayor profundidad el funcionamiento a través del tiempo, es necesario monitorearlas y aplicar medidas de manejo ambiental que tiendan a la recuperación de la calidad del agua. Se necesitan también establecer políticas de conservación para lograr el mantenimiento de la salud de los ecosistemas urbanos de agua dulce, considerando la naturaleza de las ciudades como sistemas socioecológicos mediante la incorporación de los valores, actitudes y comportamientos de las personas.

Conclusión general

La provincia de Santa Fe por su ubicación y su heterogeneidad topográfica presenta diferentes ecorregiones dentro de su territorio. Éstas varían en sus condiciones ambientales lo que promueve diferentes presiones antropogénicas en cada una de ellas. Este trabajo contribuye a describir a través de los macroinvertebrados, la calidad del agua en los ríos y lagunas de tres ecorregiones de la provincia de Santa Fe.

Los ambientes lóticos de la ecorregión pampeana fueron los que presentaron las concentraciones más altas de nutrientes por el uso de suelo mayoritariamente agrícola. Para esta ecorregión, la dominancia de grupos tolerantes sería el principal indicador útil para la evaluación de la degradación del hábitat y el enriquecimiento de nutrientes. Por otro lado, los ambientes lóticos de la ecorregión transicional presentaron mayores presiones urbanas, industriales y agrícolas, y la principal característica de los ambientes de esta región fue su elevada CD (por causas naturales y antropogénicas). Por eso el índice multimétrico creado para esta ecorregión no se ajusta a los datos analizados en esta tesis para las demás ecorregiones. Por otro lado, para los ambientes leníticos de la ecorregión transicional y valle del río Paraná el impacto estudiado fue el urbano en las lagunas cercanas a las ciudades, reflejado en sus valores de calidad del agua (mayor conductividad y turbidez) y directamente relacionados con procesos de fragmentación de hábitat. La densidad de ciertos grupos de insectos (de Ephemeroptera y Chironomidae) y la riqueza de taxa y de géneros total serían las métricas candidatas para evaluar las diferencias en el uso de suelo en las lagunas de la región.

El método utilizado en la tesis para la selección de métricas y aplicación de índices bióticos, nos permitió concluir que no existe una métrica e índice biótico que discrimine los dos tipos de ambientes (lóticos y leníticos) (**Figura 22 y 23**) en las ecorregiones estudiadas.

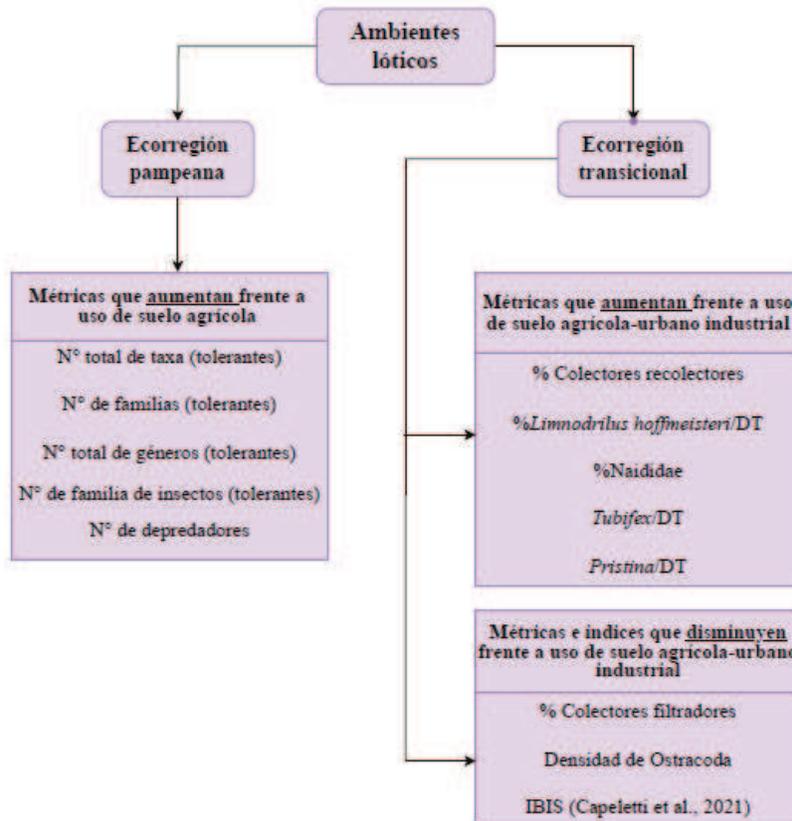


Figura 22 Diagrama de las métricas e índices bióticos más adecuados para evaluar la calidad del agua en los ambientes lóticos de la ecorregión pampeana y ecorregión transicional de la provincia de Santa Fe.

Particularmente las métricas Nº de taxa total y el Nº de géneros fueron candidatas en dos ecorregiones pero actuaron diferente como respuesta a la degradación. Por un lado, estas métricas aumentaron en los arroyos más degradados en la ecorregión pampeana (por la riqueza de taxa tolerantes) (**Figura 22**) y por otro, también en las lagunas menos degradadas de las ecorregiones valle del río Paraná y transicional (por la riqueza de taxa sensibles) (**Figura 23**).

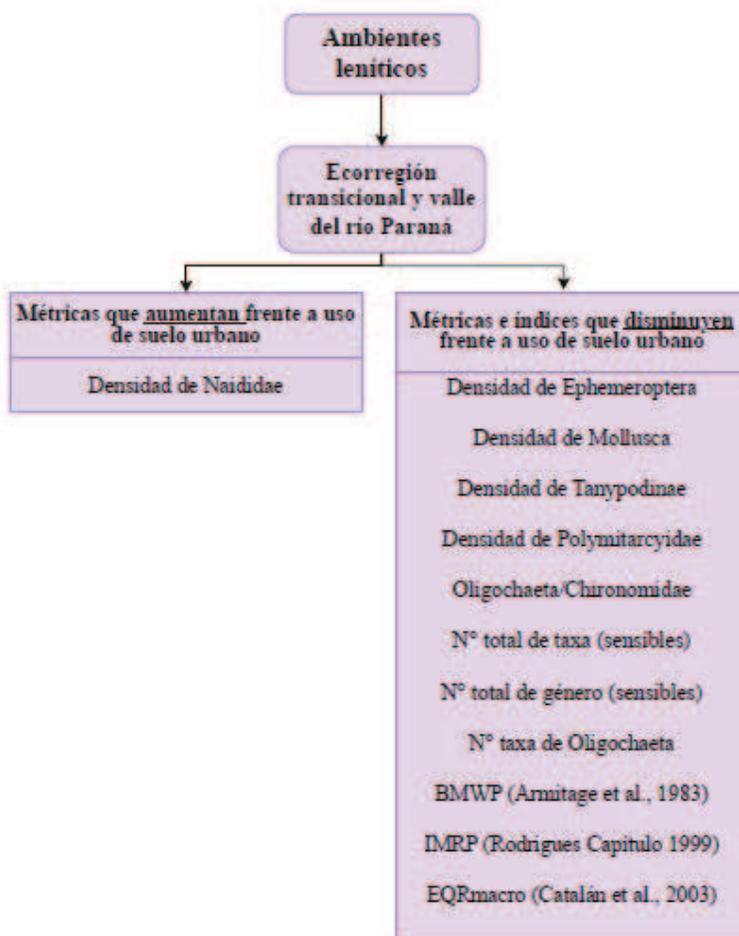


Figura Diagrama de las métricas e índices bióticos más adecuados para evaluar la calidad del agua en los ambientes leníticos de la transicional y valle del río Paraná de la provincia de Santa Fe.

Esta diferencia en la respuesta de la métrica a la degradación podría deberse a varias causas. Por un lado, en la ecorregión pampeana, los ambientes lóticos más degradados generalmente son los de primer orden (los cuales tienen mayor diversidad de hábitat físico) y por su historia evolutiva presentarían altas concentraciones basales de nutrientes. Estas condiciones hacen que la riqueza de taxa tolerantes aumente en estos sitios. En cambio en las lagunas los sitios de referencia presentan muy bajo impacto antrópico, con buen desarrollo de macrófitas y conexión hidrológica periódica que modifican naturalmente el hábitat, por lo tanto la riqueza de taxa sensibles aumenta en estos ambientes de mejor calidad. Esto nos confirma que para los estudios de monitoreo y diagnóstico es importante considerar el tipo de ambiente y la ecorregión trabajar por ecorregiones ya que las características biofísicas de cada cuenca y sus presiones (e historicidad) son muy distintas.

En nuestra región los grupos Oligochaeta y Chironomidae son los dominantes y por lo tanto se requiere una resolución taxonómica menor para que las métricas sean sensibles a los cambios de degradación (como por ejemplo, *Pristina*/DT, *Tubifex*/DT, *L.hoff*/DT, densidad de Tanypodinae). La familia Naididae del grupo Oligochaeta nos permitió diferenciar gradientes de impacto entre el ambiente lótico de la ecorregión transicional (%Naididae) y los ambientes leníticos de las ecorregiones valle del río Paraná y transicional (densidad de Naididae). Como se esperaba, esta familia aumentó su abundancia y densidad con el aumento de la degradación. Esto nos indicaría que la familia Naididae fue una métrica sensible en todos los escenarios y podría ser una herramienta útil para monitorear ríos y lagunas en la ecorregión transicional y valle del río Paraná, en áreas impactadas por diferentes usos de suelo.

Nuestros resultados a nivel metacomunitarios reflejan alteraciones en la estructura de la red. En el caso de los ambientes lóticos en la ecorregión pampeana, la ausencia de una estructura modular conduce a una red con menor integración dentro de los módulos. En la ecorregión transicional los resultados no proporcionaron una distinción clara de los diferentes usos del suelo en el gradiente de degradación ya que los taxones con roles periféricos dominaron en toda la cuenca. Finalmente en los ambientes leníticos de la ecorregión valle del río Paraná y transicional, el cambio de roles topológicos fue evidente (conectoras en las lagunas de referencia y periféricas en las lagunas urbanas) y esto nos permitió observar los cambios en los usos de suelo debido a la pérdida de conectividad de las comunidades dentro de la red fluvial.

Los resultados obtenidos a nivel comunitario son un punto de partida para ser utilizados en futuros estudios en la ecorregión pampeana y valle del río Paraná para generar un índice multimétrico; y en el caso de la ecorregión transicional para validar el índice creado (IBIS). El método utilizado para crear el IBIS es ampliamente validado por la bibliografía internacional lo que asegura que pueda ser comparable con otros índices y puede ser utilizado en otras regiones con características ambientales similares.

La resolución taxonómica que definimos para las métricas candidatas y el IBIS fueron seleccionadas según criterios de procesamiento de la muestra, costos y tiempo. Los resultados demuestran que trabajar a diferentes resoluciones taxonómicas (según el grupo) es eficaz para realizar una evaluación rápida y sólida de la calidad ecológica de ambientes acuáticos. Es muy importante realizar estudios taxonómicos de invertebrados en el sistema del río Paraná y dedicar recursos en este sentido, ya que es necesario avanzar en la identificación de especies y sus requerimientos ecológicos para generar mejores herramientas de monitoreo.

Nuestros resultados y enfoque son importantes para ser utilizados por tomadores de decisiones y organismos de gestión en el desarrollo de programas de monitoreo de los recursos hídricos de la región. En este sentido, la herramienta sistematizada generada durante el desarrollo de la tesis (paquete en Rstudio denominado '*metrix*' por Cabrera y Capeletti (2021)) nos permite calcular una extensa cantidad de métricas e índices bióticos que evalúan la calidad del ambiente de manera rápida y sencilla. Este paquete admite una resolución taxonómica heterogénea que permite cálculos en varios niveles taxonómicos. Además es capaz de leer hojas de cálculo biológicas a partir de grandes volúmenes de datos.

Finalmente, podemos decir que la identificación de los usos de suelo más relevantes a nivel de ecorregión es valioso ya que nos permite definir políticas ambientales, teniendo en cuenta que los límites ambientales trascienden a los límites político-administrativos. El enfoque ecorregional se ha consolidado como el más apropiado para el análisis y la planificación en cuestiones relacionadas con las políticas ambientales según Nanni et al. (2020).

Actividades futuras

Actividades de cooperación

Durante la última etapa de la tesis, nos contactamos con el Ministerio de Medio Ambiente y Cambio Climático de la Provincia de Santa Fe para establecer un vínculo de cooperación científica y tecnológica. Esta vinculación se plasmó a través de un “CONVENIO ESPECÍFICO DE COLABORACIÓN MUTUA” entre el CONICET y el Ministerio enmarcado en la Ley Provincial. N° 12542 Decreto N° 1997/05 - Registro de tratados, Convenios y Contratos.

En este Convenio se estudiarán cursos de agua superficiales de interés para el Ministerio (en las ecorregiones de la provincia estudiadas en esta tesis) y se elaborará un informe final integrador que conste de la caracterización de los cuerpos de agua a través de un diagnóstico de calidad ambiental basado en los indicadores de macroinvertebrados empleados. De esta manera se validará el índice multimétrico creado (IBIS) y las métricas individuales necesarias para la creación de otros índices para las demás ecorregiones de la provincia. Esto significa ofrecer a la provincia herramientas útiles para la gestión y control de los recursos acuáticos. La ejecución de este convenio permitirá establecer un marco de colaboración científica entre ambos organismos, que puede sentar las bases para la solicitud de futuras convocatorias de proyectos conjuntos en el marco de la bioindicación.

Nivel biomolecular

A principios de 2022 realicé una estancia de investigación (3 meses) en la Universidad Autónoma de Madrid (UAM) y la Universidad Nacional de Educación a Distancia (UNED) con la Dra. Rosario Planelló con el objetivo de caracterizar genes como potenciales biomarcadores en los géneros *Chironomus*, *Tanytarsus* y *Polypedilum* del sistema del río Paraná Medio. Hasta el momento no se habían realizado análisis de biomarcadores en las poblaciones naturales de los macroinvertebrados del río Paraná. Dentro de este grupo, los Chironomidae pertenecen a una de las familias de Diptera más abundantes en el río Paraná Medio. Estos se encuentran en la base de la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos y su carácter bentónico hace que sean especialmente adecuados para estudios de ecotoxicidad y como indicadores biológicos, debido a que existe una tendencia de los contaminantes a acumularse en los sedimentos de las aguas continentales (OECD, 2010; OECD, 2011). Esta línea de trabajo complementa mis estudios doctorales y es la temática propuesta en la solicitud de mi beca postdoctoral.

Bibliografía

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). *Water quality indices*. Elsevier.
- Alba-Tercedor, J., & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4, 51–56. <https://doi.org/10.3145/epi.2008.mar.18>
- Alba-Tercedor, J. (1996). *Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos*. IV Simposio del Agua en Andalucía. Cádiz, España.
- Albrecht, M., Padrón, B., Bartomeus, I., & Traveset, A. (2014). Consequences of plant invasions on compartmentalization and species' roles in plant-pollinator networks. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1788). <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.0773>
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Amsler, M. L., Drago, E. C., & Paira, A. R. (2007). Fluvial sediments: main channel and floodplain interrelationships. En: Iriondo, M., Paggi, J. C., & Parma, J. (Eds.) *The Middle Paraná River: limnology of a subtropical wetland* (pp. 123-142). Springer.
- Ang, S., Indermuehle, N., & Oertli, B. (2010). The pond biodiversity index “IBEM ”: a new tool for the rapid assessment of biodiversity in ponds from Switzerland. Part 1. Index development. *Limnetica*, 29(1), 93–104.
- Angélibert, S., Rosset, V., Indermuehle, N., & Oertli, B. (2010). The pond biodiversity index “IBEM”: A new tool for the rapid assessment of biodiversity in ponds from Switzerland. Part 1. Index development. *Limnetica*, 29(1), 93–104.
- Araujo, A. C., Martín González, A. M., Sandel, B., Maruyama, P. K., Fischer, E., Vizentin-Bugoni, J., ... Svenning, J. C. (2018). Spatial distance and climate determine modularity in a cross-biomes plant–hummingbird interaction network in Brazil. *Journal of Biogeography*, 45(8), 1846–1858. <https://doi.org/10.1111/jbi.13367>
- Arbuet Moraes, M. A. (2009). *Efectos hidrológicos del cambio de uso del suelo en el Litoral argentino. Estudio de caso: cuenca del arroyo Feliciano (Prov. de Entre Ríos)*. Universidad Nacional del Litoral, Tesis Doctoral, 175.
- Archer, E., Wolfaardt, G. M., & Van Wyk, J. H. (2017). Pharmaceutical and personal care products (PPCPs) as endocrine disrupting contaminants (EDCs) in South African surface waters. *Water Sa*, 43(4), 684-706.

- Arias, J. (2019). *Análisis de invertebrados indicadores de calidad de sistemas acuáticos urbanos de la ciudad de Santa Fe*. Universidad Nacional del Litoral, Tesina de Grado, 49.
- Arias, M. J., Vaschetto, P. A., Marchese, M., Regaldo, L., & Gagneten, A. M. (2022). Benthic Macroinvertebrates and Zooplankton Communities as Ecological Indicators in Urban Wetlands of Argentina. *Sustainability*, *14*(7), 1–21. <https://doi.org/10.3390/su14074045>
- Armendáriz, L. C., Cortese, B., Rodríguez, M., & Capítulo, A. R. (2017). Ecosystem services of runoff marshes in urban lowland basins: proposals for their management and conservation. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (418), 32.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, *17*(3), 333–347. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90188-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90188-4)
- Arnaiz, O. L., Wilson, A. L., Watts, R. J., & Stevens, M. M. (2011). Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in south-eastern Australia. *Ecological Research*, *26*(1), 123–131. <https://doi.org/10.1007/s11284-010-0767-2>
- Artigas, J., García-Berthou, E., Bauer, D. E., Castro, M. I., Cochero, J., Colautti, D. C., Sabater, S. (2013). Erratum: Global pressures, specific responses: effects of nutrient enrichment in streams from different biomes. *Environmental Research Letters*, *8*(1), 019601. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/019601>
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Griffith, G. E., Frydenborg, R., Mccarron, E., White, J. S., & Bastian, M. L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, *15*(2), 185–211. <https://doi.org/10.2307/1467948>
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Blaine, S. D., & Stribling, J. B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Barbour, M. T., Stribling, J. B., & Verdonschot, P. F. M. (2006). The multihabitat approach of USEPA's rapid bioassessment protocols: Benthic macroinvertebrates. *Limnetica*, *25*(3), 839–850.
- Barmuta, A Watson, A. C. and J. C. (2019). *The importance of headwater streams*. Waterlines Report Series.

- Bellisario, B., Cerfolli, F., & Nascetti, G. (2009). Macroinvertebrates assembly in a patchy environment: Centrality measures for the spatial network of detritus-based communities. *Transitional Waters Bulletin*, 3(1), 1–13. <https://doi.org/10.1285/i1825229Xv3n1p1>
- Bellisario, B., Cerfolli, F., & Nascetti, G. (2010). Spatial network structure and robustness of detritus-based communities in a patchy environment. *Ecological Research*, 25(4), 813–821. <https://doi.org/10.1007/s11284-010-0711-5>
- Benstead, J. P., Rosemond, A. D., Cross, W. F., Wallace, J. B., Eggert, S. L., Suberkropp, K., ... & Tant, C. J. (2009). Nutrient enrichment alters storage and fluxes of detritus in a headwater stream ecosystem. *Ecology*, 90(9), 2556-2566.
- Bertoldi de Pomar, H., Copes, C., de Drago, I. E., & Marchese, M. (1986). Características limnológicas del río Paraná y sus principales tributarios en el tramo Goya-Diamante. Los sedimentos y su fauna. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 17(1), 79-97.
- Bertolucci, M. P. B. (2012). *O tipo de mesohabitat (corredeira e remanso) e a complexidade do substrato afetam a fauna de macroinvertebrados aquáticos de riacho*. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Tesis de Maestría, 33.
- Biasatti, R.N., Rozzatti, J.C., Fandiño, B., Pautaso, A., Mosso, E., Marteleur, G., Algañaz, N., Giraud, A., Chiarulli, C., Romano, M., Ramírez Llorens, P., & Vallejos, L. (2016). *Las ecorregiones, su conservación y las Áreas Naturales Protegidas de la provincia de Santa Fe*. Ministerio de Medio Ambiente de Santa Fe
- Biggs, J., Von Fumetti, S., & Kelly-Quinn, M. (2016). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793, 3-39. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3007-0>
- Birk, S., Willby, N. J., Kelly, M. G., Bonne, W., Borja, A., Poikane, S., & Bund, W. Van De. (2012). Intercalibrating classifications of ecological status: Europe's quest for common management objectives for aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 454–455, 490–499. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.037>
- Boccolini, M. F., Oberto, A. M., & Corigliano, M. C. (2005). Calidad ambiental en un río urbano de llanura. *Biología Acuática*, 22, 59–69.
- Bode, R. W., Novak, M. A., & Abele, L. E. (2002). *Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State*. Stream Biomonitoring Unit, Bureau of Monitoring and Assessment, Division of Water, NYS Department of Environmental Conservation.
- Bonada, N., Dolédec, S., & Statzner, B. (2006). Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions:

- Implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, 13(8), 1658–1671. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01375.x>
- Bondarenko, E. A., Ilina, K. V., Andrianova, M. J., & Chusov, A. N. (2016). Main inorganic ions and electric conductivity of polluted urban streams. *Magazine of Civil Engineering*, 68(8), 37–44. <https://doi.org/10.5862/MCE.68.4>
- Bonetto, A. A., & Ezcurra de Drago, I. (1968). El género *Drulia* en el Río Uruguay (Porifera, Spongillidae). *Physis*, 28(76): 211–216.
- Boomer, I., & Attwood, F. (2007). Ostracods as freshwater pollution indicators: a case study from the Ouseburn, a polluted urban catchment (Tyneside, NE England). *Journal of Micropalaeontology*, 26(2), 117–125. <https://doi.org/10.1144/jm.26.2.117>
- Borthagaray, A. I., Arim, M., & Marquet, P. A. (2014b). Inferring species roles in metacommunity structure from species co-occurrence networks. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1792), 1–7. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1425>
- Brand, C., & Miserendino, M. L. (2015). Testing the Performance of Macroinvertebrate Metrics as Indicators of Changes in Biodiversity after Pasture Conversion in Patagonian Mountain Streams. *Water, Air, and Soil Pollution*, 226(11). <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2633-x>
- Brinkhurst, R. O. (1980). Pollution biology—the North American experience. *Aquatic oligochaete biology*, 471-475.
- Brinkhurst, R. O., & Marchese, M. (1988). A contribution to the taxonomy of the aquatic Oligochaeta (Haplotaxidae, Phreodrilidae, Tubificidae) of South America. *Canadian Journal of Zoology*, 65(12), 3154-3165.
- Brown, B. L. (2007). Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. *Hydrobiologia*, 586(1), 93–106. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0531-3>
- Buckup, L., Bueno, A. A. P., Bond-Buckup, G., Casagrande, M., & Majolo, F. (2007). The benthic macroinvertebrate fauna of highland streams in southern Brazil: Composition, diversity and structure. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(2), 294–301. <https://doi.org/10.1590/s0101-81752007000200005>
- Buffagni, A., & Erba, S. (2007). Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD)-Parte A. Metodo di campionamento per i fiumi guadabili. *IRSA-CNR Notiziario dei metodi analitici*, 1, 2-27.

- Burkart, R. (2006). Las áreas protegidas de la Argentina. En: Brown, A.U., Martinez Ortiz, M. A. & Corcuera, J. (Eds.) *La Situación Ambiental Argentina 2005* (pp.399–431).Fundación Vida Silvestre.
- Butsch, C., & Heinkel, S. B. (2020). Periurban transformations in the global south and their impact on water-based livelihoods. *Water*, 12(2), 458.
- Cabrera, J., & Capeletti, J. (2022). Package ‘metrix’. CRAN. <https://cran.r-project.org/web/packages/metrix/index.html>
- Cai, Y., Xu, J., Zhang, M., Wang, J., & Heino, J. (2019). Different roles for geography, energy and environment in determining three facets of freshwater molluscan beta diversity at broad spatial scales. *Science of the Total Environment*, 659, 451–462. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.373>
- Cañedo-Argüelles, M., Boix, D., Sánchez-Millaruelo, N., Sala, J., Caiola, N., Nebra, A., & Rieradevall, M. (2012). A rapid bioassessment tool for the evaluation of the water quality of transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 111, 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.07.001>
- Capeletti, J., Marchese, M. R., & Zilli, F. L. (2021). Evaluating macroinvertebrate metrics for ecological assessment of large saline rivers (Argentina). *Environmental Science and Pollution Research*, 28(46), 66464–66476. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16559-7>
- Capurro, J., Dickie, M. J., Surjack, J., Monti, J., Ninfi, D., Zazzarini, A., ... & Gonzalez, M. C. (2013). Cultivos de cobertura en el sur de la provincia de Santa Fe. *Cultivos de cobertura*, 92.
- Catalan, J., Ventura, M., Munné, A., & Godé, L. (2003). *Desenvolupament d'un index integral de qualitat ecologica i regionalitzacio ambiental dels sistemes lacustres de Catalunya*. Agència Catalana del Agua.
- Cavaillé, P., Dumont, B., Van Looy, K., Floury, M., Tabacchi, E., & Evette, A. (2018). Influence of riverbank stabilization techniques on taxonomic and functional macrobenthic communities. *Hydrobiologia*, 807(1), 19–35. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3380-3>
- Cazzaniga, N. J. (2011). El género *Heleobia* (Caenogastropoda: Cochliopidae) en América del Sur. *Amici Molluscarum*, 48, 11-48.
- Ceresoli, N., & Gagneten, A. M. (2003). Efectos del efluente de curtiembre sobre *Ceriodaphnia dubai* (Crustacea, Cladocera) en condiciones experimentales. *Interciencia*, 28(8), 469–475.
- Canadian Environmental Protection Act (CEPA) (2002). Canadian Water Quality Guidelines. *Ottawa, Canada: National Guidelines and Standards Office*

- Clapcott, J. E., Goodwin, E. O., & Harding, J. S. (2016). Identifying catchment-scale predictors of coal mining impacts on New Zealand stream communities. *Environmental management*, 57, 711-721.
- Collins, S. J., & Fahrig, L. (2020). Are macroinvertebrate traits reliable indicators of specific agrichemicals? *Ecological Indicators*, 111, 105965. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105965>
- Collins, P. A., & Marchese, M. (2020). Ecosystems. En: Metcalfe, C. D., Collins, P., Menone, M., & Tundisi, J. G. (Eds.) *The Paraná River Basin: Managing water resources to sustain ecosystem services* (pp. 80-103). Routledge.
- Commission of the European Communities. (2000). *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*. Office for Official Publications of the European Communities.
- Cortezzi, A., Ocón, C., López van Oosterom, M. V., Cepeda, R., & Capítulo, A. R. (2015). Efecto del enriquecimiento de nutrientes en macroinvertebrados en un arroyo pampeano de Argentina. *Iheringia - Serie Zoologia*, 105(2), 228–234. <https://doi.org/10.1590/1678-476620151052228234>
- Cortes, R. M. V., Hughes, S. J., Pereira, V. R., & Varandas, S. D. G. P. (2013). Tools for bioindicator assessment in rivers: the importance of spatial scale, land use patterns and biotic integration. *Ecological Indicators*, 34, 460-477.
- Couceiro, S. R. M., Hamada, N., Forsberg, B. R., Pimentel, T. P., & Luz, S. L. B. (2012). A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18(6), 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>
- Cremona, F., Planas, D., & Lucotte, M. (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(2), 119.
- Crisci-Bispo, V. L., Bispo, P. C., & Froehlich, C. G. (2007). Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, Southeastern Brazil Vera. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(2), 545–551.
- Cuezzo, M. G. (2009). Mollusca gastropoda. En: Dominguez, E. & Fernández, H (Eds.) *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología* (pp. 95-629). Fundación Miguel Lillo.
- Cunillera-Montcusí, D., Arim, M., Gascón, S., Tornero, I., Sala, J., Boix, D., & Borthagaray, A. I. (2020). Addressing trait selection patterns in temporary ponds in response to

- wildfire disturbance and seasonal succession. *Journal of Animal Ecology*, 89(9), 2134-2144.
- Dallas, T. A., & Jordano, P. (2021). Spatial variation in species' roles in host-helminth networks. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0361>
- Di Gregorio, A., & Jansen, L. J. (1998). A new concept for a land cover classification system. *The Land*, 2(1), 55-65.
- Di Gregorio, A. (2005). *Land cover classification system: classification concepts and user manual: LCCS* (Vol. 2). Food & Agriculture Organization.
- Di Persia, D. H., Poledri, J. C., & D'Angelo, R. (1982). El zoobentos del arroyo Yacarecito, Prov. de Santa Fe, Argentina. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 13, 13-24.
- Di Persia, D. H. (1986). Zoobenthos of the Paraná system. En: Bonetto, A. A., Neiff, J. J., & Di Persia, D.H. (Eds.), *The Ecology of River System* (pp 589-598). Junk
- Di Prinzio, C. Y., Casaux, R. J., & Miserendino, M. L. (2009). Effects of land use on fish assemblages in Patagonian low order streams. *Annales de Limnologie*, 45(4), 267-277. <https://doi.org/10.1051/limn/2009030>
- Dillon, R. T. (2000). *The ecology of freshwater molluscs*. Cambridge University Press.
- Dodds, W. K., & Smith, V. H. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6(2), 155-164. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>
- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo.
- Dominguez, E., Encalada, A. C., Fernandez, H. R., Giorgi, A. D. N., Marchese, M. R., Miserendino, M. L., Munné, A., Prat, N., Ríos-Touma, B., & Rodrigues Capítulo, A. (2022). Biomonitoring in rivers of Argentina: a path to follow. *Ecología Austral*, 32, 229-244.
- Dos Santos, D. A., Molineri, C., Reynaga, M. C., & Basualdo, C. (2011). Which index is the best to assess stream health?. *Ecological Indicators*, 11(2), 582-589.
- Drago, E.C. (1981). Grados de conexión y fases hidrológicas en ambientes leníticos de la llanura aluvial del Río Paraná (Argentina). *Ecología*, 6, 27-33.
- Drago, E. C., de Drago, I. E., Oliveros, O. B., & Paira, A. R. (2003). Aquatic habitats, fish and invertebrate assemblages of the Middle Paraná River. *Amazoniana*, 17(3-4), 291-341.

- Effert-Fanta, E. L., Chow, S. L., & Wahl, D. H. (2022). Effects of riparian forest and agricultural land use on stream fish diet and trophic position. *Ecology of Freshwater Fish*, 1. <https://doi.org/10.1111/eff.12686>
- Elosegi, A., & Sabater, S. (Eds.) (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA.
- Etchegoyen, M., Ronco, A., Almada, P., Abelando, M., & Marino, D. (2017). Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(2). <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5773-1>
- Ezcurra de Drago, I. (1980). Campaña limnológica ‘Keratella I’ en el río Paraná Medio: Complejo bentónico del río y ambientes leníticos asociados. *Ecología*, 4, 89–101.
- Ezcurra de Drago, I. E., Marchese, M., & Montalto, L. (2007). Benthic invertebrates. En: Iriondo et al. (Eds.) *The middle Paraná River: Limnology of a subtropical wetland*, 251-275. Springer
- Facelli Fernández, F., & Zilli, F. L. (2019). Relación entre los atributos de ensamblajes pleustónicos y la complejidad de hábitat generada por macrófitas en el río Paraná Medio. *Biología Acuática*, 33, 1-12.
- Faggi, A., & Martínez-Carretero, E. (2013). Argentina. En: Mcgregor-Fors, (Ed.). *Ecología urbana experiencias en América Latina* (pp. 11-25). Editorial Limusa.
- Felipe-Lucia, M. R., Soliveres, S., Penone, C., Fischer, M., Ammer, C., Boch, S., ... & Allan, E. (2020). Land-use intensity alters networks between biodiversity, ecosystem functions, and services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(45), 28140-28149.
- Fierro, P., Arismendi, I., Hughes, R. M., Valdovinos, C., & Jara-Flores, A. (2018). A benthic macroinvertebrate multimetric index for Chilean Mediterranean streams. *Ecological Indicators*, 91(March), 13–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.074>
- Fontanarrosa, M. S., Collantes, M. B., & Bachmann, A. O. (2013). Aquatic Insect Assemblages of Man-Made Permanent Ponds, Buenos Aires City, Argentina. *Neotropical Entomology*, 42(1), 22–31. <https://doi.org/10.1007/s13744-012-0093-1>
- Fontanarrosa, M. S., Allende, L., Rennella, A. M., & Boveri, M. B. (2019). A novel device with macrophytes and bio balls as a rehabilitation tool for small eutrophic urban ponds : a mesocosm approximation. *Limnologica*, 74, 61–72. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.11.005>
- Fontanarrosa, M. S., Gómez, L., Avigliano, L., Lavarello, A., & Allende, L. (2021). *Estudio del usos del suelo en el entorno de lagunas urbanas y su relación con la calidad del agua para la vida acuática*. Jornadas de Ambiente, Buenos Aires, Argentina.

- Francesco, C. G. De, & Hassan, G. S. (2009). The significance of molluscs as paleoecological indicators of freshwater systems in central-western Argentina. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 274(1–2), 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2009.01.003>
- Frau, D., Medrano, J., Calvi, C., & Giorgi, A. (2019). Water quality assessment of a neotropical pampean lowland stream using a phytoplankton functional trait approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(11). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7849-6>
- Fukami, T. (2015). Historical contingency in community assembly: integrating niches, species pools, and priority effects. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 46, 1–23.
- Gagneten, A. M., Ronchi, A. L., Rojas Molina, F., & Sobrero, R. (2000). Aportes al conocimiento del ambiente acuático de la Reserva Ecológica de la Ciudad Universitaria "El Pozo" y de su diversidad zooplanctónica. *Revista FABICIB*, 4, 111-122.
- Gagneten, A. M., & Ceresoli, N. (2004). Efectos del efluente de curtiembre sobre la abundancia y riqueza de especies del zooplancton en el Arroyo Las Prusianas (Santa Fe, Argentina). *Interciencia*, 29(12), 702-708.
- Gagneten, A. M., Gervasio, S., & Paggi, J. C. (2007). Heavy metal pollution and eutrophication in the lower Salado River basin (Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution*, 178(1–4), 335–349. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9202-2>
- Gagneten, A. M., & Paggi, J. C. (2009). Effects of heavy metal contamination (Cr, Cu, Pb, Cd) and eutrophication on zooplankton in the lower basin of the Salado River (Argentina). *Water, air, and soil pollution*, 198, 317-334.
- Gallardo, L. I., Coronel, J. M., & Poi, A. S. G. (2019). Urban rain-fed lakes: macro-invertebrate assemblages associated with *Egeria najas* as indicators of biological integrity in wetlands of Corrientes Province (Argentina). *Biodiversity and Conservation*, 28(6), 1549-1568.
- Geslin, B., Gauzens, B., Thébault, E., & Dajoz, I. (2013). Plant pollinator networks along a gradient of urbanisation. *PloS One*, 8(5), e63421.
- Gomes, I. B., Madureira, D., Simões, L. C., & Simões, M. (2019). The effects of pharmaceutical and personal care products on the behavior of *Burkholderia cepacia* isolated from drinking water. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 141, 87–93.
- Gossner, M. M., Lewinsohn, T. M., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S., Prati, D., ... & Allan, E. (2016). Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature*, 540 (7632), 266-269.

- Gotelli, N. J., & Entsminger, G. L. (2001). Swap and fill algorithms in null model analysis: Rethinking the Knight's Tour. *Oecologia*, *129*(2), 281–291. <https://doi.org/10.1007/s004420100717>
- Grizzetti, B., Lanzasova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. C. (2016). Environmental Science & Policy Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science and Policy*, *61*, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>
- Gualdoni, C. M., & Corigliano, M. D. C. (1991). El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Rev. UNRC*, *11*(1), 43-49.
- Guimerà, R., & Nunes Amaral, L. A. (2005). Functional cartography of complex metabolic networks. *Nature*, *433*(7028), 895–900.
- Guimerà, R., Mossa, S., Turtschi, A., & Amaral, L. A. N. (2005). The worldwide air transportation network: Anomalous centrality, community structure, and cities' global roles. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *102*(22), 7794–7799. <https://doi.org/10.1073/pnas.0407994102>
- Guimerà, R., Stouffer, D. B., Sales-Pardo, M., Leicht, E. A., Newman, M. E. J., & Amaral, L. A. (2010). Origin of compartmentalization in food webs. *Ecology*, *91*(10), 2941-2951.
- Gutierrez, M. F., Simões, N. R., Frau, D., Saigo, M., & Licursi, M. (2020). Responses of stream zooplankton diversity metrics to eutrophication and temporal environmental variability in agricultural catchments. *Environmental Monitoring and Assessment*, *192*(12). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08766-5>
- Gutierrez, M. F., Mayora, G., Licursi, M., Michlig, M., Repetti, M. R., & Negro, L. (2022). Zooplankton shifts from headwater to lowland streams: Insights into the role of water quality to assist the protection and restoration of agricultural waterways. *Ecohydrology*, *15*(4), e2432.
- Haggerty, S. M., Batzer, D. P., & Jackson, C. R. (2002). Macroinvertebrate assemblages in perennial headwater streams of the Coastal Mountain range of Washington, U.S.A. *Hydrobiologia*, *479*, 143–154. <https://doi.org/10.1023/A:1021034106832>
- Heino, J. (2013a). Environmental heterogeneity, dispersal mode, and co-occurrence in stream macroinvertebrates. *Ecology and Evolution*, *3*(2), 344–355. <https://doi.org/10.1002/ece3.470>
- Hennig, E. I., & Ghazoul, J. (2011). Plant–pollinator interactions within the urban environment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *13*(2), 137-150.
- Herbert, E. R., Boon, P., Burgin, A. J., Neubauer, S. C., Franklin, R. B., Ardon, M., ... Langley, J. A. (2015). A global perspective on wetland salinization: Ecological

- consequences of a growing threat to freshwater wetlands. *Ecosphere*.
<https://doi.org/10.1890/ES14-00534.1>
- Furse, M. T., Hering, D., Brabec, K., Buffagni, A., Sandin, L., & Verdonschot, P. F. (Eds.). (2009). *The ecological status of European rivers: evaluation and intercalibration of assessment methods* (Vol. 188). Springer Science & Business Media.
- Herman, M. R., & Nejadhashemi, A. P. (2015). Ecohydrology & Hydrobiology A review of macroinvertebrate- and fish-based stream health indices. *Integrative Medicine Research*, 15(2), 53–67. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2015.04.001>
- Hering, D., Feld, C. K., Moog, O., & Ofenböck, T. (2006). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *The ecological status of European rivers: Evaluation and intercalibration of assessment methods*, 311-324.
- Hill, M. J., Mathers, K. L., & Wood, P. J. (2015). The aquatic macroinvertebrate biodiversity of urban ponds in a medium-sized European town (Loughborough, UK). *Hydrobiologia*, 760, 225-238.
- Hilsenhoff, W. L. (1977). Use of Arthropods To Evaluate Water Quality of Streams. *Technical Bulletin*, 100(100), 1–40.
- Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1), 65–68.
- Hoellein, T. J., Tank, J. L., Kelly, J. J., & Rosi-Marshall, E. J. (2010). Seasonal variation in nutrient limitation of microbial biofilms colonizing organic and inorganic substrata in streams. *Hydrobiologia*, 649(1), 331–345. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0276-x>
- Horak, C. N., Andrea, Y., Grech, M. G., & Miserendino, L. (2020.). Agricultural practices alter function and structure of macroinvertebrate communities in Patagonian piedmont streams. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04390-z>
- Huryn, A. D., Butz Huryn, V. M., Arbuckle, C. J., & Tsomides, L. (2002). Catchment land-use, macroinvertebrates and detritus processing in headwater streams: taxonomic richness versus function. *Freshwater Biology*, 47(3), 401-415. May, 1972
- Hynes, H. B. N. (1971). Zonation of the invertebrate fauna in a West Indian stream. *Hydrobiologia*, 38, 1-8.
- Irfan, S., & Alatawi, A. M. M. (2019). Aquatic Ecosystem and Biodiversity: A Review. *Open Journal of Ecology*, 09(01), 1–13. <https://doi.org/10.4236/oje.2019.91001>

- Iriondo, M. (1972). Mapa geomorfológico de la llanura aluvial del río Paraná desde Helvecia hasta San Nicolás. República Argentina. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, (27-2), 155-160.
- Iriondo, M. H., & Drago, E. C. (2004). The headwater hydrographic characteristics of large plains: the Pampa case. *International Journal of Ecohydrology and Hydrobiology*, 4(1), 7-16.
- Iriondo, M. H., & Paira, A. R. (2007). Physical geography of the basin. En: Iriondo et al. (Eds.) *The middle Paraná river: limnology of a subtropical wetland* (pp.7-31). Springer
- Iriondo, M. H., Paggi, J. C., & Parma, M. J. (Eds.). (2007). *The Middle Paraná River: limnology of a subtropical wetland*. Springer.
- Iriondo, M. (2011). Aguas subterráneas y superficiales de la provincia de Santa Fe. *Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino, Santa Fe*.
- Instituto Provincial de Estadística y Censos (IPEC) (2022). Censo 2022. *Santa Fe: Delegación Santa Fe*.
- Jackson, M. (1964). *Análisis químico de suelos*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Johnson, R. C., Carreiro, M. M., Jin, H., & Jack, J.D. (2012). Within-year temporal variation and life-cycle seasonality affect stream macroinvertebrate community structure and biotic metrics. *Ecological Indicators*, 13(1), 206–214.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.004>
- Johnson, S. L., & Ringler, N. H. (2014). The response of fish and macroinvertebrate assemblages to multiple stressors : A comparative analysis of aquatic communities in a perturbed watershed (Onondaga Lake , NY). *Ecological Indicators*, 41, 198–208.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.006>
- Juárez, I., Crettaz Minaglia, M. C., Gianello, D., Rodríguez, M. S., San Millán, F., Chaves, E., & Juárez, R. A. (2018). Diagnóstico ambiental de la cuenca media-baja del arroyo Santa Bárbara (Gualeduaychú, Entre Ríos). *Scientia Interfluvius*, 9.
- Kieffer, L. A., de la Sierra, P. M., Devercelli, M., Luna, J. A., Claret, M., & Leiz, E. (2015). Ensayos en laboratorio para el control de floraciones algales mediante ultrasonido. *Ciencia, docencia y tecnología*, (50), 224-243.
- Kim, M. S., Ahn, S. H., Jeong, I. J., & Lee, T. K. (2021). Water quality drives the regional patterns of an algal metacommunity in interconnected lakes. *Scientific Reports*, 1–9.
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-93178-9>
- Klemm, D. J., Blocksom, K. A., Fulk, F. A., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., ... Davis, W. S. (2003). Development and evaluation of a Macroinvertebrate Biotic

Integrity Index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. *Environmental Management*, 31(5), 656–669. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2945-7>

- Kortsch, S., Primicerio, R., Fossheim, M., Dolgov, A. V., & Aschan, M. (2015). Climate change alters the structure of arctic marine food webs due to poleward shifts of boreal generalists. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1814). <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1546>
- Kowarik, I., Fischer, L. K., & Kendal, D. (2020). Biodiversity Conservation and Sustainable Urban Development. *Sustainability*, 2(4964), 1–8.
- Kubosova, K., Brabec, K., & Jarkovsky, J. (2010). Selection of indicative taxa for river habitats: a case study on benthic macroinvertebrates using indicator species analysis and the random forest methods. *Hydrobiologia*, 651, 101–114.
- Kuhlmann, M., Imbimbo, H. V., & Ogura, L. L. (2012). *Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo* (Vol. 53). Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.
- Kuhlmann, M. L., Imbimbo, H. V., & Watanabe, H. M. (2020). *Campsurus truncatus* Ulmer, 1920 (Polymitarcyidae): an Ephemeroptera in eutrophic waters. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32(e17).
- Kuzmanovic, M., Dolédec, S., Castro-Catala, N. De, Ginebreda, A., Sabater, S., Muñoz, I., & Barceló, D. (2017). Environmental stressors as a driver of the trait composition of benthic macroinvertebrate assemblages in polluted Iberian rivers. *Environmental Research*, 156(January), 485–493. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.05>
- Lajmanovich, R. C., Repetti, M. R., Boccioni, A. P. C., Michlig, M. P., Demonte, L., Attademo, A. M., & Peltzer, P. M. (2023). Cocktails of pesticide residues in *Prochilodus lineatus* fish of the Salado River (South America): First record of high concentrations of polar herbicides. *Science of The Total Environment*, 870, 162019.
- Larsen, S., & Ormerod, S. J. (2014). Anthropogenic modification disrupts species co-occurrence in stream invertebrates. *Global Change Biology*, 20(1), 51–60. <https://doi.org/10.1111/gcb.12355>
- Lencioni, V., Marziali, L., & Rossaro, B. (2012). Chironomids as bioindicators of environmental quality in mountain springs. *Freshwater Science*, 31(2), 525–541. <https://doi.org/10.1899/11-038.1>

- Lepori, F., Palm, D., Brännäs, E., & Malmqvist, B. (2005). Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? *Ecological Applications*, 15(6), 2060–2071. <https://doi.org/10.1890/04-1372>
- Lima, F. B. De, Schäfer, A. E., & Lanzer, R. M. (2013). Diversity and spatial and temporal variation of benthic macroinvertebrates with respect to the trophic state of Lake Figueira in the South of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(4), 429–441. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2013000400008>
- Lopretto, E. ., & Tell, G. (1995). Ecosistemas de aguas continentales. *Revista Sociedad Entomológica Argentina*, 55(94), 1–4.
- Lorenzen, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12, 343-346.
- Loyola, R. G. N. (2000). Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. UFES, Vitória–ES*, 10, 46-52.
- Luck, M., & Wu, J. (2002). A gradient analysis of urban landscape pattern: A case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA. *Landscape Ecology*, 17(4), 327–339. <https://doi.org/10.1023/A:1020512723753>
- Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ferreira, W. R., Firmiano, K. R., Silva, D. R. O., Ligeiro, R., Callisto, M. (2016). Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, 64, 132–141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.019>
- Maciel, C. A., Manríquez, N., Octavio, P., & Sánchez, G. (2015). Variación fitoplanctónica en un lago urbano del municipio de Cuernavaca, Morelos, México. *Acta Universitaria*, 25(1), 3–19. <https://doi.org/10.15174/au.2014.646>
- Mancini, M., Crichigno, S., Ortiz, M., & Haro, J. (2012). Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos. El caso del Lago Villa Dalcar (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*, (27), 175–189.
- Manzi, R., & Fritschy, B. (1982). Paisaje natural y actividades agrarias en el norte santafesino. *Boletín de Estudios Geográficos Mendoza*, 80, 67–103.
- Marchese, M. (1981). Contribución al conocimiento del complejo bentónico del río Paraná medio. *Ecología*, (6), 55-65.
- Marchese, M., & Ezcurra de Drago, I. (1983). Zoobentos de los principales tributarios del río Paraná medio en el tramo Goya-Diamante. Su relación con el cauce principal y cauces secundarios. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 14(2), 95–109.

- Marchese, M. (1984). Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del río Paraná. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 15(2), 157–174.
- Marchese, M. R. (1987). The ecology of some Benthic Oligochaeta from the Paraná River, Argentina. *Hydrobiologia*, 155(1), 209–214. <https://doi.org/10.1007/BF00025653>
- Marchese, M., & Ezcurra de Drago, I. (1999). Use of benthic macroinvertebrates as organic pollution indicators in lotic environments of the Paraná River drainage basin. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 46(3-4).
- Marchese, M., de Drago, I. E., & Drago, E. C. (2002). Benthic Macroinvertebrates and Physical Habitat relationships in the Paraná River-floodplain system. *The ecohydrology of South American rivers and wetlands. IAHS Special Publication*, 6, 111-132.
- Marchese, M., & Paggi, A.C. (2004). Diversidad de Oligochaeta (Annelida) y Chironomidae (Diptera) del Litoral Fluvial Argentino. *Miscelánea*, 12, 217–224.
- Marchese, M. & Ezcurra de Drago, I. E. (2006). Bentos como indicador de condiciones tróficas. En: Tundisi, J., T. Matsumura Tundisi & C. Sidagis Galli (Eds.), Eutrofização na América do Sul: Causas, Consequências e Tecnologias de Gerenciamento e Controle. Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Inter Academy Panel on International Issues, InterAmerican Network of Academies of Sciences, Brazil (pp. 297–316).
- Marchese, M. R., Rodriguez, A. R., Pave, P. J., & Carignano, M. R. (2008). Benthic invertebrates structure in wetlands of a tributary of the middle Parana River (Argentina) affected by hydrologic and anthropogenic disturbances. *Journal of Environmental Biology*, 29(3), 343–348.
- Marchese, M. R., Gagneten, A. M., Montalto, L., Gallardo, L. I., Damborsky, M. P., & Poi, A. S. G. (2020). Aplicación de indicadores biológicos en el nordeste argentino. En: Dominguez et al. (Comp.) *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: bases para el análisis de la integridad ecológica* (pp. 9-122). Eudeba.
- Marcovecchio, J. E., Moreno, V. J., & Perez, A. (1988). Determination of heavy metal concentrations in biota of Bahía Blanca, Argentina. *Science of the Total Environment*, 75(2-3), 181-190.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Ediciones Omega.
- Martin, R. E. (Ed.). (2000). *Environmental micropaleontology: the application of microfossils to environmental geology* (Vol. 15). Springer Science & Business Media.

- Mazzoni, A. C., Lanzer, R., & Schafer, A. (2014). Tolerance of benthic macroinvertebrates to organic enrichment in highland streams of northeastern Rio Grande do sul, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26(2), 119–128.
- McDonough, O. T., Hosen, J. D., & Palmer, M. A. (2011). Temporary streams: The hydrology, geography, and ecology of non-perennially flowing waters. En: Hanna, S. E., & Martin, L. E. (Eds.) *River Ecosystems: Dynamics, Management and Conservation* (pp. 259–290). Nova Science Publishers.
- McGarrigle, M. (2014). Assessment of small water bodies in Ireland. *Biology and Environment*, 114B(3), 119–128. <https://doi.org/10.3318/BIOE.2014.15>
- McGarrigle, E., & Kershaw, J. A. (2016). Sector sampling in riparian zones in the Acadian forest region. *Fredericton, University of Brunswick*, 30.
- Menetrey, N., Sager, L., Oertli, B., & Lachavanne, J. B. (2005). Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. Macroinvertebrates and amphibians. In *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* (Vol. 15, pp. 653–664). <https://doi.org/10.1002/aqc.746>
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (Eds.). (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt.
- Meyer, J. L., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Strayer, D. L., Woltemade, C. J., Professor, A., Zedler, P. H. (2003). The Scientific Imperative for Defending Small Streams and Wetlands. *Sierra Club and American Rivers*, 24.
- Miserendino, M. L., & Pizzolón, L. A. (1999). Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11(2), 137-148.
- Miserendino, M. L., Brand, C., & Di Prinzio, C. Y. (2008). Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes mountains, Patagonia (Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution*, 194(1–4), 91–110. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9701-4>
- Molles, M. C. (2008). An Ecological Synthesis: Something Old, Something New. En: Valladares, F., Camacho, A., Elozegi, A., Gracia, C., Estrada, M., & y Josep-María, J. C. S. (Eds.). *Unity in diversity: reflections on ecology after the legacy of Ramon Margalef.*, (pp.449-462). Fundacion BBVA.
- Molineri, C., Salles, F. F., & Emmerich, D. (2015). Revision of *Campsurus violaceus* species group (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) with new synonymies and nomina dubia in *Campsurus Eaton*, 1868. *Zootaxa*, 3920(1), 51–68. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3920.1.3>

- Molineri, C., Tejerina, E. G., Torrejón, S. E., Pero, E. J. I., & Hankel, G. E. (2020). Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. *Ecological Indicators*, *108*, 105703. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105703>
- Mondy, C. P., & Usseglio-Polatera, P. (2014). Using fuzzy-coded traits to elucidate the non-random role of anthropogenic stress in the functional homogenisation of invertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, *59*(3), 584–600. <https://doi.org/10.1111/fwb.12289>
- Montoya, D., Yallop, M. L., & Memmott, J. (2015). Functional group diversity increases with modularity in complex food webs. *Nature communications*, *6*(1), 7379.
- Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F., & Silva, M. (2012). Ecorregión Delta e Islas de los Río Paraná y Uruguay. En: Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F. & Silva, M. E. (Eds.) *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*, (pp. 447–488). Orientación Gráfica Editora.
- Moreno, P., & Callisto, M. (2006). Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, *560*(1), 311–321. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0869-y>
- Motta, R. L., & Uieda, V. S. (2004). Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology*, *64*(4), 809–817. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000500010>
- Mugni, H., Paracampo, A., & Bonetto, C. (2013). Nutrient concentrations in a pampasic first order stream with different land uses in the surrounding plots (Buenos Aires, Argentina). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *91*(4), 391–395. <https://doi.org/10.1007/s00128-013-1079-3>
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. J. A. C. M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, *13*(2), 147–163.
- Murthy, K. S., Kiran, B. R., & Venkateshwarlu, M. (2013). A review on toxicity of pesticides in Fish. *International Journal of Open Scientific Research*, *1*(1), 15–36.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2003). *Desarrollos de niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente correspondientes a nitratos y nitritos*. Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente (pp. 13), Argentina.
- Nanni, A. S., Piquer Rodríguez, M., Rodríguez, D., Nuñez Regueiro, M., Periago, M. E., Aguiar, S. & Gasparri, N. I. (2020). Presiones sobre la conservación asociadas al usos del suelo en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral*, *30*(2), 304–320. <https://doi.org/10.25260/ea.20.30.2.0.1056>

- Neachell, E. (2014). Environmental flows: Saving rivers in the thrid millennium. *River Research and Applications*, 30, 132–133.
- Negro, L., Mayora, G., Gutiérrez, F., Michlig, M., Repetti, M.R. & Licursi, M. (2019). *Arroyos relacionados con cuencas de alto impacto agrícola-ganadero. Modificaciones en concentraciones de nutrientes, biocidas y su relación con la jerarquía limnológica*. En: Cortelezzi, A., Entraigas, I., Grosman, F., Masson, I. (Eds.) Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos (pp 210-212). X Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos Azul, Buenos Aires, Argentina.
- Newman, M. E., & Girvan, M. (2004). Finding and evaluating community structure in networks. *Physical review E*, 69(2), 026113.
- Newman, M. E. (2006). Modularity and community structure in networks. *Proceedings of the national academy of sciences*, 103(23), 8577-8582.
- Newman, M. (2010). *Networks*. Oxford University Press.
- Ocón, C. S., & Capítulo, A. R. (2012). Assessment of water quality in temperate-plain streams (Argentina, South America) using a multiple approach. *Ecologia Austral*, 22(2), 81–91.
- Ode, P. R. (2003). *List of Californian macroinvertebrate taxa and standard taxonomic effort*. California Department of Fish & Game, Aquatic Bioassessment Laboratory. CAMLnet.
- OECD (2010). Test No. 233: Sediment- Water Chironomid Life-Cycle Toxicity Test Using Spiked Water or Spiked Sediment. Organization for Economic Co-operation and Development, Paris.
- OECD (2011). Test No. 235: *Chironomus* sp., Acute Immobilisation Test. Organization for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Lehmann, A., & Lachavanne, J. B. (2005). PLOCH: A standardized method for sampling and assessing the biodiversity in ponds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, (15), pp. 665–679. <https://doi.org/10.1002/aqc.744>
- Olden, J. D., Poff, N. L. R., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(1), 18–24. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>
- Olesen, J. M., Bascompte, J., Dupont, Y. L., & Jordano, P. (2007). The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(50), 19891–19896. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706375104>

- Ometo, J. P. H., Martinelli, L. A., Ballester, M. V., Gessner, A., Krusche, A. V., Victoria, R. L., & Williams, M. (2000). Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, *44*(2), 327-337.
- Oscoz, J., Campos, F., & Escala, M. C. (2006). Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, *25*(3), 683–692. <https://doi.org/10.23818/limn.25.46>
- Paira, A. R. (2021). Evolución de las lagunas de la llanura aluvial del Río Paraná Medio. *Huellas*, *25*(1), 253–257. <https://doi.org/10.19137/huellas-2021-2514>
- Palavecino, C. C., Sager, E. A. & Zilli, F. L. (2015). *Invertebrados y macrófitas: dispersión dentro del río Paraná*. XII Jornadas de Ciencias Naturales del Litoral. Paraná, Argentina.
- Pallud, P. (2010). Las Urbanizaciones Privadas Cerradas en Santo Tomé, Santa Fe. *Pampa*, (6), 37-58.
- Palma, A., Figueroa, R., & Ruiz, V. H. (2009). Evaluación de ribera y hábitat fluvial a través de los índices QBR e IHF. *Gayana*, *73*(1), 57–63. <https://doi.org/10.4067/s0717-65382009000100009>
- Paoli, C. U., & Schreider, M. I. (2020). *El río Paraná en su tramo medio: prácticas ingenieriles en un gran río de llanura*. Ediciones UNL.
- Parameswari, E., Davamani, V., Kalaiarasi, R., Ilakiya, T., & Arulmani, S. (2020). Utilization of Ostracods (Crustacea) as Bioindicator for Environmental Pollutants. *International Research Journal of Pure and Applied Chemistry*, *21*(7), 73–93. <https://doi.org/10.9734/irjpac/2020/v21i730182>
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., ... Vidal-Abarca, M. R. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, *21*(3–4), 115–133. <https://doi.org/10.23818/limn.21.21>
- Pave, P. J., & Marchese, M. (2005). Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología austral*, *15*(2), 183-197.
- Pawlowski, J., Kelly-quinn, M., Altermatt, F., Apothéloz-perret-gentil, L., Beja, P., Boggero, A., Kahlert, M. (2018). The future of biotic indices in the ecogenomic era : Integrating (e) DNA metabarcoding in biological assessment of aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, *637–638*, 1295–1310. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.002>
- Pellissier, L., Albouy, C., Bascompte, J., Farwig, N., Graham, C., Loreau, M., & Gravel, D. (2018). Comparing species interaction networks along environmental gradients. *Biological Reviews*, *93*(2), 785–800. <https://doi.org/10.1111/brv.12366>

- Peluso, J., Aronzon, C. M., Martínez, A., Paula, A., Boccioni, C., Peltzer, P. M., & Lajmanovich, R. C. (2022). Environmental quality and ecotoxicity of sediments from the lower Salado River basin (Santa Fe , Argentina) on amphibian larvae. *Aquatic Toxicology*, 253, 106342. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2022.106342>
- Pensiero, J. F., & Bortoluzzi, A. L. (2021). Distribución y límites de las ecorregiones del centro norte de la provincia de Santa Fe sobre la base de la presencia de tipos de bosques. *Fave. Sección Ciencias Agrarias*, 20(1), 83-98.
- Pero, E. J. I., Georgieff, S. M., Gultemirian, L. M., Romero, F., Hankel, G. E., & Domínguez, E. (2020). Ecoregions, climate, topography, physicochemical, or a combination of all: Which criteria are the best to define river types based on abiotic variables and macroinvertebrates in neotropical rivers?. *Science of the Total Environment*, 738, 140303. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140303>
- Pesce, S. F., & Wunderlin, D. A. (2000). Use of water quality indices to verify the impact of Cordoba City (Argentina) on Suquia River. *Water Research*, 34(11), 2915–2926. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00036-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00036-1)
- Pieri, V., Vandekerkhove, J., & Goi, D. (2012). Ostracoda (Crustacea) as indicators for surface water quality: A case study from the Ledra River basin (NE Italy). *Hydrobiologia*, 688(1), 25–35. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0568-1>
- Pinheiro, R. B., Felix, G. M., Dormann, C. F., & Mello, M. A. (2019). A new model explaining the origin of different topologies in interaction networks. *Ecology*, 100(9), e02796.
- Pinilla, G. (2010). Bogotá city , Colombia An index of limnological conditions for urban wetlands of Bogota. *Ecological Indicators*, 10(4), 848–856. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.01.006>
- Piscart, C., Moreteau, J. C., & Beisel, J. N. (2005). Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a small permanent salinity gradient (Meurthe River, France). *Hydrobiologia*, (551), 227–236. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4463-0>
- Pont, D., Hughes, R. M., Whittier, T. R., & Schmutz, S. (2009). A Predictive Index of Biotic Integrity Model for Aquatic-Vertebrate Assemblages of Western U.S. Streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138(2), 292–305. <https://doi.org/10.1577/t07-277.1>
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua. En: Dominguez, E., & Fernández, H. R. (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología* (pp. 631-654). Fundación Miguel Lillo.

- Qu, X., Peng, W., Liu, Y., Zhang, M., Ren, Z., Wu, N., & Liu, X. (2019). Networks and ordination analyses reveal the stream community structures of fish, macroinvertebrate and benthic algae, and their responses to nutrient enrichment. *Ecological Indicators*, *101*, 501-511.
- Quirós, R. (2007). Manejo y Recuperación de Lagos Urbanos. *Área de Sistemas de Producción Acuática*, *6*, 1–16.
- Rasmussen, J. J., Mcknight, U. S., Loinaz, M. C., Thomsen, N. I., Olsson, M. E., Bjerg, P. L., Kronvang, B. (2013). A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. *Science of the Total Environment*, *442*, 420–431.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.076>
- Rausch, G. A., Martínez, I., Nardelli, M. L., & Szupiany, E. (2019). Concentración/dispersión en Santa Fe, Argentina: problemáticas e interrogantes sobre los procesos urbanos contemporáneos en una ciudad media de América Latina. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, *28*(1), 66–88.
<https://doi.org/10.15446/rcdg.v28n1.68757>
- Regaldo, L., Gutierrez, M. F., Reno, U., Fernández, V., Gervasio, S., Repetti, M. R., & Gagneten, A. M. (2018). Water and sediment quality assessment in the Colastiné-Corralito stream system (Santa Fe, Argentina): impact of industry and agriculture on aquatic ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*, 6951-6968.
- Resh, V. H. (2008). Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, *138*, 131-138.
- Reynaga, M. C., & Dos Santos, D. A. (2012). Rasgos biológicos de macroinvertebrados de ríos subtropicales: patrones de variación a lo largo de gradientes ambientales espacio-temporales. *Ecología Austral*, *22*, 112–120.
- Richardson, J. S., & Danehy, R. J. (2007). Zones in Temperate Forests. *Forest Science*, *53*(2), 131–147.
- Richmond, C. E., Breitburg, D. L., & Rose, K. A. (2005). The role of environmental generalist species in ecosystem function. *Ecological Modelling*, *188*(2–4), 279–295.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.002>
- Rîşnoveanu, G., Chiriac, G., & Moldoveanu, M. (2017). Robustness of the biotic indicators used for classification of ecological status of lotic water bodies: a testing method when the data series are short. *Ecological indicators*, *76*, 170-177.
- Rivera Usme, J. J., Pinilla Agudelo, G., & Camacho Pinzón, D. L. (2013). Grupos tróficos de macroinvertebrados acuáticos en un humedal urbano andino de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, *18*(2), 279-292.

- Robinson, P. D. (2009). Behavioural toxicity of organic chemical contaminants in fish: application to ecological risk assessments (ERAs). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(7), 1179-1188.
- Rodrigues Capítulo, A. (1999). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista Sociedad Entomológica Argentina*, 58(1-2), 208-217.
- Rodrigues Capítulo, A., Tangorra, M., & Ocón, C. (2001). Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2), 109-119. <https://doi.org/10.1023/A:1011456916792>
- Rodrigues Capítulo, A., Ocón, C., Tangorra, M., Paggi, A. C., Cortelezzi, A., & Spaccesi, F. G. (2003). Estudios zoobentónicos recientes en el río de la Plata. *Biología Acuática*, 21, 19-30.
- Rodriguez, P., & Reynoldson, T. B. (2011). *The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes*. *The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes*. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-1718-3>
- Romero, K. C., Del Río, J. P., Villarreal, K. C., Anillo, J. C. C., Zarate, Z. P., Gutierrez, L. C., ... & Valencia, J. W. A. (2017). Lentic water quality characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted BMWP index. *Ecological Indicators*, 72, 53-66.
- Rosa, B. F. J. V., Rodrigues, L. F. T., Do Amaral, P. H. M., Da Silva, M. V. D., & Da Gama Alves, R. (2018). Potential effectiveness of reducing taxonomic and numerical resolution when using macroinvertebrates to characterize impacted streams in southeastern Brazil. *Fundamental and Applied Limnology*, 191(2), 87-97. <https://doi.org/10.1127/fal/2018/1095>
- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall.
- Rosenfeld, A., Ortal, R., & Honigstein, A. (2000). Ostracodes as indicators of river pollution in Northern Israel. *Environmental micropaleontology: the application of microfossils to environmental geology*, 167-180.
- Saigo, M., Marchese, M., & Wantzen, K. M. (2016). A closer look at the main actors of neotropical floodplain food webs: Functional classification and niche overlap of dominant benthic invertebrates in a floodplain lake of paraná river. *Iheringia - Serie Zoologia*, 106, 1-8. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2016004>
- Saito, V. S., & Fonseca-Gessner, A. A. (2014). Composição taxonômica e hábitos alimentares de chironomidae em riachos de cerrado (Sudeste do Brasil): Impactos de mudanças no

- uso-do-solo. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26(1), 35–46.
<https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000100006>
- Salcedo, M., Sánchez, J., Cruz, A., & Álvares, N. (2018). Application of the Water Quality Index (Wqi-Nsf). *ResearchGate*, 11, 81–86. Retrieved from <http://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/919/780>
- Salvioli, M. L., Guerrero Borges, V., Cipponeri, M., & Larrivey, G. (2019). *Desarrollo de un índice de calidad del agua para la gestión del recurso hídrico de la cuenca Matanza Riachuelo*. V Jornadas de Investigación, Transferencia y Extensión de la Facultad de Ingeniería, La Plata, Argentina.
- Sánchez Montoya, M. D. M. (2008). *Estado ecológico de los ríos mediterráneos: tipología, condiciones de referencia y establecimiento de clases*. Universidad de Murcia
- Santos, D. A. Dos, Molineri, C., Reynaga, M. C., & Basualdo, C. (2011). Which index is the best to assess stream health ? *Ecological Indicators*, 11(2), 582–589.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.08.004>
- Sarremejane, R., Cid, N., Stubbington, R., Datry, T., Alp, M., Cañedo-Argüelles, M., ... & Bonada, N. (2020). DISPERSE, a trait database to assess the dispersal potential of European aquatic macroinvertebrates. *Scientific Data*, 7(1), 386.
- Scheffer, M., Van Geest, G. J., Zimmer, K., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Butler, M. G., ... De Meester, L. (2006). Small habitat size and isolation can promote species richness: Second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*.
<https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14145.x>
- Schmidt, S. I., König-Rinke, M., Kornek, K., Winkelmann, C., Wetzel, M. A., Koop, J. H., & Benndorf, J. (2009). Finding appropriate reference sites in large-scale aquatic field experiments. *Aquatic Ecology*, 43, 169-179.
- Schuler, M. S., Cañedo-Argüelles, M., Hintz, W. D., Dyack, B., Birk, S., & Relyea, R. A. (2018). Regulations are needed to protect freshwater ecosystems from salinization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 374(1764).
<https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0019>
- Scott, G. R., & Sloman, K. A. (2004). The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. *Aquatic toxicology*, 68(4), 369-392.
- Schuytema, G. S., Nebeker, A. V., & Stutzman, T. W. (1997). Salinity tolerance of *Daphnia magna* and potential use for estuarine sediment toxicity tests. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33(2), 194–198. <https://doi.org/10.1007/s002449900242>

- Shiple, B. (2010). *From plant traits to vegetation structure: chance and selection in the assembly of ecological communities*. Cambridge University Press.
- Sierra Vásquez, M. A. (2012). *Ciudad y fauna urbana: un estudio de caso orientado al reconocimiento de la relación hombre, fauna y hábitat urbano en Medellín*. Universidad Nacional de Colombia, Tesis de Maestría, 66
- Simons, A. L., Mazor, R., & Theroux, S. (2019). Using co-occurrence network topology in assessing ecological stress in benthic macroinvertebrate communities. *Ecology and Evolution*, 9(22), 12789–12801. <https://doi.org/10.1002/ece3.5751>
- Smith, R. L., & Smith, T. M. (2000). *Elements of Ecology*. Adison Wesley Longman.
- Soldano, F. A. (1947). *Régimen y aprovechamiento de la red fluvial argentina* (Vol. 2). Editorial Cimera.
- Sponseller, R. A., Benfield, E. F., & Valett, H. M. (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater biology*, 46(10), 1409-1424.
- Statzner, B., & Beche, L. A. (2010). Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems?. *Freshwater Biology*, 55, 80-119.
- Stehle, S., & Schulz, R. (2015). Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(18), 5750–5755. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500232112>
- Stoddard, J. L., Herlihy, A. T., Peck, D. V, Hughes, R. M., Whittier, T. R., & Tarquinio, E. (2008). A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(4), 878–891. <https://doi.org/10.1899/08-053.1>
- Stoica, C., Gheorghe, S., Petre, J., Lucaciu, I., & Nita-Lazar, M. (2014). Tools for assessing Danube Delta systems with macro invertebrates. *Environmental Engineering & Management Journal*, 13(9).
- Strahler, A. (1957). Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology, Transactions of the American Geophysical Union. *Transactions, American Geophysical Union*, 38(6), 913–920.
- Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., ... & Grizzetti, B. (Eds.). (2011). *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press.
- Szöcs, E., Coring, E., Bäche, J., & Schäfer, R. B. (2014). Science of the Total Environment Effects of anthropogenic salinization on biological traits and community composition of

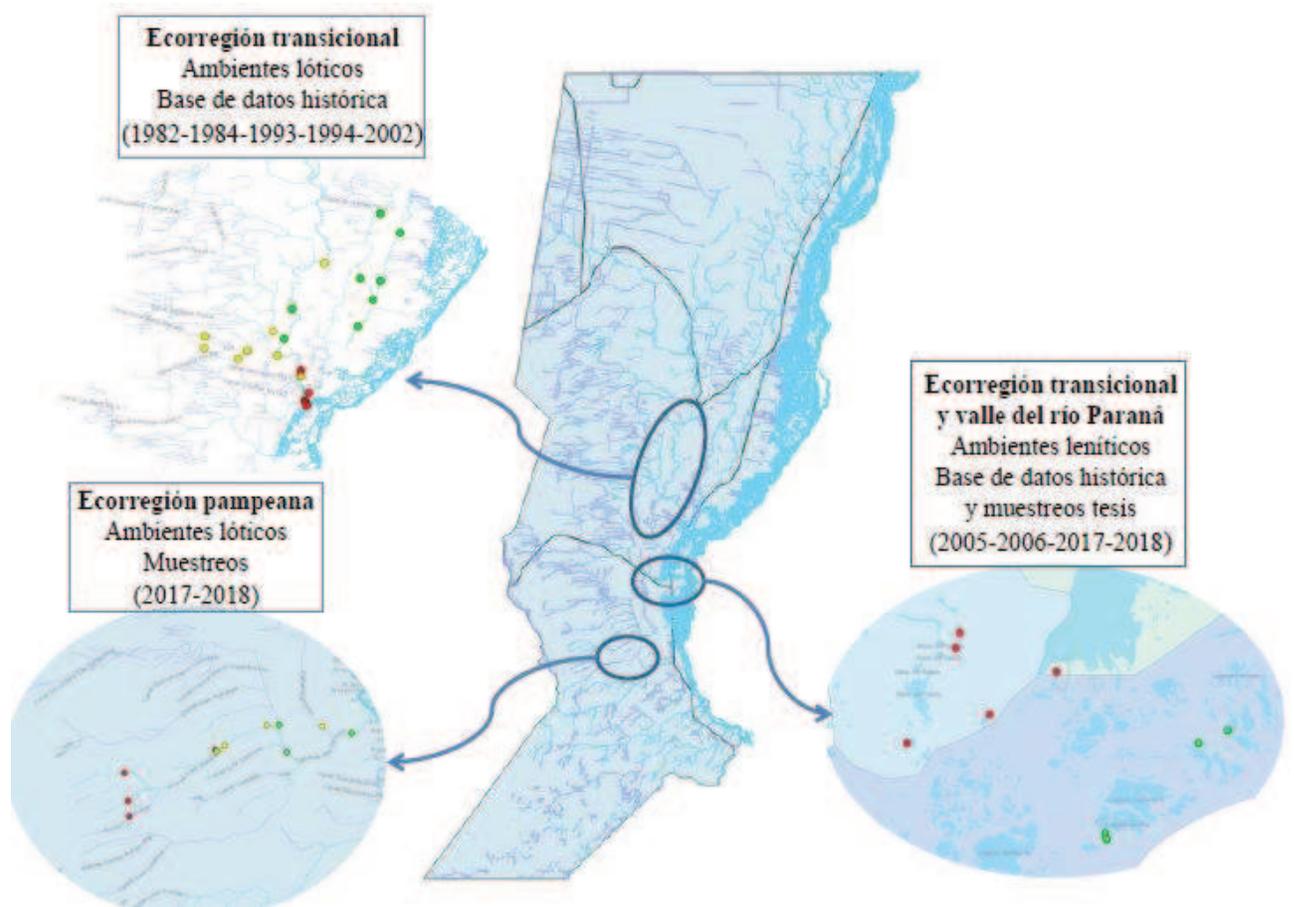
- stream macroinvertebrates. *The Science of the Total Environment*, 468–469, 943–949. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.058>
- Szupiany, E. (2021a). La conformación de Corredores de Expansión Urbana: el caso de una ciudad media de América Latina. *Ciudad y Territorio*, *LIII*, 437–462.
- Taborda, V. J., Minaglia, M. C. C., Apartin, C., Sebastian, G., & Alberto, N. (2018). *Aplicación de un índice de integridad biótica para humedales en dos lagunas urbanas pampeanas*. Sociedad de Toxicología y Química Ambiental, Argentina.
- Teng, J., & McCann, K. S. (2004). Dynamics of compartmented and reticulate food webs in relation to energetic flows. *The American Naturalist*, *164*(1), 85-100.
- Teubner, K., Teubner, I., Pall, K., Kabas, W., Tolotti, M., Ofenböck, T., & Dokulil, M. T. (2020). New emphasis on water transparency as socio-ecological indicator for urban water: Bridging ecosystem service supply and sustainable ecosystem Health. *Frontiers in Environmental Science*, *8*, 1–22. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.573724>
- Thébault, E., & Fontaine, C. (2010). Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. *Science*, *329*(5993), 853–856. <https://doi.org/10.1126/science.1188321>
- Thomaz, S. M., & Cunha, E. R. D. (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.
- Tomanova, S., Goitia, E., & Helešić, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, *556*(1), 251–264. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5>
- Tomanova, S., Moya, N., & Oberdorff, T. (2008). Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River research and applications*, *24*(9), 1230-1239.
- Townsend, C. R., & Hildrew, A. G. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater biology*, *31*(3), 265-275.
- Trivinho-Strixino, S. (2011). Larvas de Chironomidae: guia de identificação. *São Carlos: UFSCar*, *1*(2).
- Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., & Tundisi, J. E. M. (2008). Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. *Brazilian Journal of Biology*, *68*, 1133-1135.
- Vellend, M. (2016). *The theory of ecological communities (MPB-57)*. Princeton University Press.

- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Davies, P. M. (2010). Erratum: Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555-561. <https://doi.org/10.1038/nature09549>
- Wallace, J. B. & Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41(1), 115–139. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.000555>
- Wasson, J.G., Villeneuve, B., Iital, A., Murray-Bligh, J., Dobiasova, M., Bacikova, S., Timm, H., Pella, H., Mengin, N., & Chandesris, A. (2010). Large-scale relationships between basin and riparian land cover and the ecological status of European rivers. *Freshwater Biology*, (55), 1465–1482
- Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The journal of geology*, 30(5), 377-392.
- Williner, V., & Collins, P. A. (2003). Effects of cypermethrin on the freshwater crab *Trichodactylus borellianus* (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 71(1), 106–113. <https://doi.org/10.1007/s00128-003-0152-8>
- Wilson, R. S., & Ruse, L. P. (2005). *A guide to the identification of genera of chironomid pupal exuviae occurring in Britain and Northern Ireland (including common genera from Northern Europe) and their use in monitoring lotic and lentic fresh waters*. Freshwater Biological Association.
- Winkler, L. W. (1888). Die bestimmung des im wasser gelösten sauerstoffes. *Berichte der deutschen chemischen Gesellschaft*, 21(2), 2843-2854.
- Yates, A. G., & Bailey, R. C. (2010). Selecting objectively defined reference sites for stream bioassessment programs. *Environmental monitoring and assessment*, 170, 129-140.
- Zhang, M., Qu, X., Peng, W., Liu, Y., Zhang, M., Ren, Z., Liu, X. (2019). Networks and ordination analyses reveal the stream community structures of fish , macroinvertebrate and benthic algae , and their responses to nutrient enrichment. *Ecological Indicators*, 101, 501–511. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.030>
- Zilli, F., & Gagneten, A. M. (2005). Efectos de la contaminación por metales pesados sobre la comunidad bentónica de la cuenca del arroyo Cululú (Río Salado del Norte. Argentina). *Interciencia* ,30 (3), 159-165.
- Zilli, F. L., Montalto, L., & Marchese, M. R. (2008). Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica*, 38(2), 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.01.001>

- Zilli, F. L., Montalto, L., Paggi, A. C., & Marchese, M. R. (2008). Biometry and life cycle of *Chironomus calligraphus* Goeldi 1905 (Diptera, Chironomidae) in laboratory conditions. *Interciencia*, 33(10), 767–770.
- Zilli, F. (2010). *Bentos en ambientes leníticos con diferente grado de conectividad en la llanura aluvial del río paraná medio*. Universidad Nacional de la Plata, Tesis Doctoral, 199.
- Zilli, F. L., & Marchese, M. R. (2011). Patterns in macroinvertebrate assemblages at different spatial scales. Implications of hydrological connectivity in a large floodplain river. *Hydrobiologia*, 663(1), 245–257. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0576-1>
- Zilli, F. L., & Montalto, L. (2011). Benthic invertebrates in the middle Parana River floodplain (Argentina). En: Álvarez, M. A. (Ed.) *Floodplains: Physical Geography, Ecology and Societal Interactions* (99-126). Nova Science Publishers.

Material Suplementario A

Esquema de la distribución de las ecorregiones de la provincia de Santa Fe, tipo de ambiente (lótico o lenítico) y base de datos utilizados en el desarrollo de la tesis doctoral.



Material Suplementario B

Resumen de las metodologías empleadas en la toma de datos biológicos de la base de datos histórica y los muestreos llevados a cabo durante la tesis doctoral.

Tipo de ambiente por ecorregión	Ambientes lóticos		Ambientes leníticos
	Ecorregión pampeana	Ecorregión transicional	Ecorregión transicional y valle del río Paraná
Número de sitios	11	28	9
Número de muestras	264	252	138
Número de individuos	8997	2335	2710
Estaciones de muestreo	Somero-rápido, somero-léntico, profundo-rápido, profundo-léntico.	Centro del río, ribera izquierda y ribera derecha (ríos ancho mayor a 25 m). Centro del río (ríos ancho menor a 25 m)	Centro de la laguna y puntos extremos (costas) (excepción lagunas RNUO1 y RNUO2)
Año	2017-2018	1982-1984-1993-1994-2002	2005-2006-2017-2018
Estaciones climáticas	Húmeda y seca	Primavera/Verano	Aguas altas y aguas bajas
Diseño en campo	Hábitat múltiple (Barbour et al. 1999)	Por transectas (Gagneten & Marchese, 2022)	Por transectas (Gagneten & Marchese, 2022)
Trabajo de laboratorio	Separación e identificación cuantitativa del total de la muestra		
Fuente de datos	Tesis Capeletti	Marchese & Ezcurra de Drago (1983,1999, 2006), Zilli & Gagneten (2005), Marchese et al. (2008)	Zilli (2010), Arias (2019), Tesis Capeletti

Apéndices

Apéndice A Planilla biológica indicando presencia (1) y ausencia (0) de las taxas en los ambientes lóticos y leníticos de las diferentes ecorregiones de la provincia de Santa Fe. Los códigos de los grupos funcionales (FFG) son: D (depredador), T (tritador), CR (colector recolector), R (raspador), CF (colector filtrador), F (filtrador) y S (succionador). Taxones tolerantes (T) y sensibles (S) (utilizado para los análisis del **Capítulo 1**) a la contaminación orgánica según Schuytema et al 1997; Barbour et al., 2001; Williner & Collins, 2003; Rodríguez Capítulo et al., 2004; Ode, 2005; Wilson & Ruse, 2005; Boccolini et al., 2005; Moreno y Callisto 2006; Cazzaniga, 2011; Blauth de Lima et al., 2013; Mazzoni et al., 2014; Stoica et al., 2014; Satoru Saito & Fonseca-Gessner, 2014).

Taxa	Acronimo	FFG	Tolerante/Sensible	Sistemas lóticos									Sistemas leníticos			
				Ecorregión pampeana						Ecorregión transicional			Ecorregión valle del río Paraná y transicional			
				Estación húmeda			Estación seca			Gradiente de degradación			Aguas altas		Aguas bajas	
				1°	2°	3°	1°	2°	3°	Bajo	Medio	Alto	Referencia	Urbano	Referencia	Urbano
<i>Ablabesmyia</i>	ab	D		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Ablabesmyia annulata</i>	ab_an	D		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Ablabesmyia argelia</i>	ab_ar	D		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Acarina	aca	D	T	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Aeglidae	aeg	T	T	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aeolosoma</i>	ael	CR		0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Allonais</i>	all	CR		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Allonais aequalis</i>	all_ae	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Allonais arieli</i>	all_ari	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Alotanypus</i>	alo	D		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Americabaetis</i>	amer	CR	S	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asolene</i>	asol	R		0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Aspidoglossa latriuscula</i>	asp_lat	D		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulodrilus pigueti</i>	aul_pig	CR	S	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Aulophorus furcatus</i>	aulo_fur	CR		0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Aulophorus lodeni</i>	aulo_lo	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Aulophorus vagus</i>	aulo_vag	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Axarus</i>	axa	CR		0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0
Baetidae	bae	CR	S	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Berosus</i>	bero	D	T	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Biomphalaria</i>	biom	R		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Bivalvia	biv	CF		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bledius</i>	bled	R		1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blephariceridae	blep	D		0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Bothrioneurum</i>	both	CR	S	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Bothrioneurum americanum</i>	both_ame	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Continuación del Apéndice A

Taxa	Acrónimo	FFG	Tolerante/Sensible	Sistemas lóticos									Sistemas leníticos			
				Ecorregión pampeana						Ecorregión transicional			Ecorregión valle del río Paraná y transicional			
				Estación húmeda			Estación seca			Gradiente ambiental			Aguas altas		Aguas bajas	
				1°	2°	3°	1°	2°	3°	Bajo	Medio	Alto	Referencia	Urbano	Referencia	Urbano
<i>Bratislavia dadayi</i>	brat_da	CR		0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Caladomyia</i>	cala	CF	T	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1
Calanoida	calan	CF		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Campsurus</i>	camp	CR		0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1
<i>Campsurus violaceus</i>	camp_vio	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Castalia inflata</i>	cast_inf	R		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Ceratopogonidae	cerat	D	T	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	chae_dia	D	T	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chaoborus</i>	chao	D		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
Chironominae	chiron	CR		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Chironomus</i>	chiro	CR	T	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1
<i>Chironomus sancticaroli</i>	chir_san	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Cladocera	cladoc	CF		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1
<i>Cladopelma</i>	cladop	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cladotanytarsus</i>	cladot	CF	T	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelotanypus</i>	coel	D		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Coleoptera	coleop	R		1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1
<i>Coleotanypus</i>	coleot	D		1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Collembola	coll	CR		1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corbicula</i>	corbi	R	T	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corbicula fluminea</i>	corbi_flum	R		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Corbicula largillierti</i>	corbi_larg	R		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Corbiculidae	corbic	R		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cricotopus</i>	crico	T	T	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Cryptochironomus</i>	crypto	CR		0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0

Continuación del Apéndice A

Taxa	Acrónimo	FFG	Tolerante/Sensible	Sistemas lóticos									Sistemas leníticos			
				Ecorregión pampeana						Ecorregión transicional			Ecorregión valle del río Paraná y transicional			
				Estación húmeda			Estación seca			Gradiente ambiental			Aguas altas		Aguas bajas	
				1°	2°	3°	1°	2°	3°	Bajo	Medio	Alto	Referencia	Urbano	Referencia	Urbano
Cyclopoida	cycl	CF		0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1
<i>Daphnia</i>	dap	CF		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Denopelopia</i>	deno	D		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Dero</i>	der	CR	T	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1
<i>Dero borellii</i>	der_bo	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Dero botrytis</i>	der_bot	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dero cooperi</i>	der_coo	CR	T	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dero hymenaea</i>	der_hym	CR	T	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dero lodeni</i>		CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Dero multibranchiata</i>	der_mult	CR		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Dero nivea</i>	der_ni	CR		0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Dero obtusa</i>	der_obt	CR	T	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Dero righii</i>	der_rig	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Dero sawyai</i>	der_saw	CR	T	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1
<i>Deros digitata</i>	der_dig	CR		1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1
<i>Diaptomus coniferoides</i>	diap_con	CF		0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dicrotendipes</i>	dicro	CR	T	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1
Dolichopididae	doli	D	S	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eiseniella</i>	eis	CR		1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Empididae	empi	D	T	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Enchytraeidae	enchy	R	T	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enochrus</i>	eno	T	T	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	ephe	D		0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1
Ephyridae	ephy	D	T	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0

Continuación del Apéndice A

Taxa	Acrónimo	FFG	Tolerante/Sensible	Sistemas lóticos									Sistemas leníticos			
				Ecorregión pampeana						Ecorregión transicional			Ecorregión valle del río Paraná y transicional			
				Estación húmeda			Estación seca			Gradiente ambiental			Aguas altas		Aguas bajas	
				1°	2°	3°	1°	2°	3°	Bajo	Medio	Alto	Referencia	Urbano	Referencia	Urbano
<i>Eupera</i>	eup	CF		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Flintiella</i>	flin	CF		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glyptotendipes</i>	glypt	CF		0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Goeldochironomus pictus</i>	goel_pic	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Gymnocheilus francki</i>	gymn_fran	R		1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Harnischia spl</i>	harn	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Harpacticoida	harp	CF		1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1
<i>Hebrus</i>	heb	D		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heleobia</i>	hel	R	T	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Hemiptera	hemi	D		1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heterocerus</i>	heter	R		1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudinea	hiru	D	T	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1
<i>Homochaeta</i>	homo	CR	T	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyalella</i>	hya	T	T	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1
<i>Hyalella curvispina</i>	hya_curv	CF		1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0
Hydracarina	hydra	D		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Hydrophilidae	hydroph	T	T	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	hydrops	CF	S	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	hydropt	CF	S	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydroptyla</i>	hydropty	CF	T	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Larsia</i>	lar	D		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Lepidoptera	lepi	T	T	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Leptoceridae	lepto	CF	S	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnodrilus</i>	lim	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Limnodrilus claparedianus</i>	lim_clap	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1

Continuación del Apéndice A

Taxa	Acrónimo	FFG	Tolerante/Sensible	Sistemas lóticos									Sistemas leníticos			
				Ecorregión pampeana						Ecorregión transicional			Ecorregión valle del río Paraná y transicional			
				Estación húmeda			Estación seca			Gradiente ambiental			Aguas altas		Aguas bajas	
				1°	2°	3°	1°	2°	3°	Bajo	Medio	Alto	Referencia	Urbano	Referencia	Urbano
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	lim_hof	CR	T	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	lim_udek	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Liodessus</i>	lio	D	T	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lymnaea</i>	lym	R	T	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Megadrili	mega	CR		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Metrichia</i>	metr	CF	S	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metriocnemus</i>	metrio	CR	T	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microchironomus</i>	micro	CR	T	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micropsectra</i>	micros	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Mollusca	moll	R		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Muscidae	mus	D	T	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Musculium</i>	musc	CF		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Naididae	naid	CR	T	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nais communis</i>	nai_com	CR	T	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Nais elinguis</i>	nai_eli	CR	T	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nais pseudobtusa</i>	nai_pseu	CR		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Nais variabilis</i>	nai_var	CR	T	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1
Nematoda	nem	D		1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Neotrichia</i>	neo	CF	S	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nepticulidae	nep	T		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Notaphus posticallis</i>	not_pos	R		0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	odo	D		1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Onconeura</i>	onco	CR	T	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Opistocysta funiculus</i>	opi_fun	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1

Continuación del Apéndice A

Taxa	Acrónimo	FFG	Tolerante/Sensible	Sistemas lóticos									Sistemas leníticos			
				Ecorregión pampeana						Ecorregión transicional			Ecorregión valle del río Paraná y transicional			
				Estación húmeda			Estación seca			Gradiente ambiental			Aguas altas		Aguas bajas	
				1°	2°	3°	1°	2°	3°	Bajo	Medio	Alto	Referencia	Urbano	Referencia	Urbano
<i>Orthocladinae</i> a	orth	CF	T	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ostracoda	ost	CF	T	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
<i>Oukuriella</i>	ouk	CR	S	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Palaemonetes</i>	palae	CF		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Parachironomus</i>	para	CR	T	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paracladius</i>	parac	CR	T	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paracymus</i>	paracy	T	T	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paracymus cf rufocinctus</i>	paracy_ruf	T	T	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paranais</i>	paran	CR	T	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paranais frici</i>	paran_fri	CR	T	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Paranais salina</i>	paran_sal	CR	T	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paratanytarsus</i>	parata	CR	T	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paratendipes</i>	paraten	CR	T	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium</i>	pisi	R		0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
Planorbidae	planor	R	T	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0
Polychaeta	poly	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Polymitarcyidae	polym	D		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Polypedilum</i>	polyp	T	T	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1
<i>Pomacea</i>	pom	R		1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pristina</i>	pris	CR	T	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristina acuminata</i>	pris_ac	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pristina aequiseta</i>	pris_ae	CR	T	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Pristina americana</i>	pris_am	CR	T	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Pristina biserrata</i>	pris_bi	CR	T	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristina jenkiniae</i>	pris_jen	CR	T	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	1

Continuación del Apéndice A

Taxa	Acrónimo	FFG	Tolerante/Sensible	Sistemas lóticos									Sistemas leníticos			
				Ecorregión pampeana						Ecorregión transicional			Ecorregión valle del río Paraná y transicional			
				Estación húmeda			Estación seca			Gradiente ambiental			Aguas altas		Aguas bajas	
				1°	2°	3°	1°	2°	3°	Bajo	Medio	Alto	Referencia	Urbano	Referencia	Urbano
<i>Pristina leyidi</i>	pris_ley	CR	T	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1
<i>Pristina menoni</i>	pris_men	CR	T	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pristina notopora</i>	pris_not	CR	T	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristina osborni</i>	pris_osb	CR	T	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pristina proboscidea</i>	pris_prob	CR		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Pristina sima</i>	pris_sim	CR		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pristina synclites</i>	pris_syn	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
<i>Procladius</i>	proc	D		0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>Pseudochironomus</i>	pseud	CR	T	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Psychodidae	pshy	D	S	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rheotanytarsus</i>	rheot	CF	T	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Rhyacopsyche</i>	rhya	CF	S	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saetheria</i>	saet	CR	T	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Shpaeriidae	shpa	CF		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Sigara</i>	sig	D	T	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	sim	CF	T	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Slavina appendiculata</i>	sla_ap	CR		0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Slavina isochaeta</i>	sla_iso	CR	T	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Slavina sawayai</i>	sla_saw	CR	T	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Smicridea</i>	smi	CF	S	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stephensionana trivandranana</i>	step_tri	CR	T	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Stratyomidae	strat	D	T	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Stylaria fossularis</i>	sty_fos	CR	T	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanypus</i>	tany	D	T	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Tanypus punctipennis</i>	tany_pun	D		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Continuación del Apéndice A

Taxa	Acrónimo	FFG	Tolerante/Sensible	Sistemas lóticos									Sistemas leníticos			
				Ecorregión pampeana						Ecorregión transicional			Ecorregión valle del río Paraná y transicional			
				Estación húmeda			Estación seca			Gradiente ambiental			Aguas altas		Aguas bajas	
				1°	2°	3°	1°	2°	3°	Bajo	Medio	Alto	Referencia	Urbano	Referencia	Urbano
Tanytarsini	tanyt	CF	S	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanytarsus	tan	CF	T	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus rhabdomantis</i>	tan_rh	CF		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Tanytarsus sp3</i>	tan_sp3	CF	T	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thienemanniella</i>	thie	CR	T	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thysanoptera	thys	S		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	tipu	D	S	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichodactylus</i>	trichod	T	T	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	tric	T		0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Trieminentia corderoi</i>	trie_cor	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Tubifex blanchardi</i>	tub_blan	CR	T	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0
<i>Tubifex tubifex</i>	tub_tub	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Tubificidae sp1	tubi_sp1	CR		0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Tubificinae	tubifi	CR		0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Turbellaria	tur	D	S	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0
<i>Ubatubaneura</i>	ubat	CF		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Apéndice B Métricas biológicas calculadas y respuesta esperada a la perturbación de los ambientes lóticos de la ecorregión pampeana (cuenca Cañada Carrizales)

Métricas biológicas	Respuesta esperada a la perturbación	Estación húmeda											Estación seca										
		Primer orden				Segundo orden				Tercer orden			Primer orden				Segundo orden				Tercer orden		
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P8	P10	P11	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P8	P10	P11
Riqueza																							
N° total taxa	Disminuye	66	41	40	52	35	52	15	38	22	13	29	29	23	24	25	23	38	23	12	23	23	28
N° de familias	Disminuye	24	14	11	14	11	18	4	11	5	5	8	8	10	10	6	6	12	9	3	6	8	10
N° de géneros	Disminuye	33	22	21	32	19	27	8	24	14	9	13	15	14	12	12	15	21	13	7	14	15	16
N° de familia de insectos	Disminuye	15	10	7	10	7	13	3	6	3	3	6	4	4	4	3	2	6	5	1	3	5	5
N° órdenes de invertebrados no insectos	Variable	11	11	10	10	9	12	6	10	7	5	7	6	5	8	9	7	9	7	5	7	6	8
N° de familia de Dipteros	Disminuye	7	4	5	5	3	7	2	2	2	2	3	3	2	3	2	2	4	4	1	2	2	3
N° de géneros de Dipteros	Disminuye	11	6	8	16	7	10	3	11	4	3	4	7	4	3	2	7	9	4	2	5	5	5
N° de géneros de Diptero Chironomidae	Aumenta	11	6	8	16	7	10	3	11	4	3	4	7	4	3	2	7	9	4	2	5	5	5
N° de taxa de Diptera Chironomidae	Aumenta	11	6	8	16	7	10	3	11	4	3	4	7	4	3	2	7	9	4	2	5	5	5
N° de taxa de Tanytarisni	Disminuye	1	0	0	3	3	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
N° de taxa de <i>Stempellina</i>	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N° de taxa de Diptera no Chironomidae	Disminuye	6	3	4	4	2	6	1	1	1	1	2	2	1	2	1	1	3	3	0	1	1	2
N° de taxa Mollusca	Disminuye	4	1	2	1	2	2	0	2	2	1	1	2	3	2	0	1	2	1	1	1	2	1
N° de taxa Gastropoda	Disminuye	4	1	2	1	2	2	0	1	1	1	1	2	3	2	0	1	2	1	1	1	2	1
N° de taxa Bivalvia	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N° de taxa Crustacea	Disminuye	6	5	5	5	4	7	2	4	2	2	3	3	3	5	5	4	5	4	3	4	3	5
N° de taxa de Crustacea + Mollusca	Variable	10	6	7	6	6	9	2	6	4	3	4	5	6	7	5	5	7	5	4	5	5	6
N° de taxa Oligochaeta	Aumenta	20	10	13	10	9	10	4	10	10	4	11	11	6	7	11	7	11	7	5	8	6	9
N° taxa de Ephemeroptera + Trichoptera	Disminuye	5	6	2	9	0	6	1	4	1	1	3	0	1	2	0	0	1	1	0	1	2	1

Continuación del Apéndice B

Métricas biológicas	Respuesta esperada a la perturbación	Estación húmeda											Estación seca										
		Primer orden				Segundo orden				Tercer orden			Primer orden				Segundo orden				Tercer orden		
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P8	P10	P11	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P8	P10	P11
Densidad (ind.m²)																							
Densidad de Ephemeroptera	Disminuye	0,17	26	0	70,81	0	1	0	2350,88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Densidad de Mollusca	Disminuye	11294,25	13622,38	10783,63	3,92	2,53	12,46	0	34035,09	140,35	304,09	140,35	6295,83	608,33	5000	0	133,33	1750	142,86	8700	5,56	416,67	244,44
Densidad de Gastropoda	Disminuye	11294,25	13622,38	10783,63	3,92	2,53	12	0	33964,91	128,65	304,09	140,35	6295,83	608,33	5000	0	133,33	1750	142,86	8700	5,56	416,67	244,44
Densidad de Bivalvia	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	70,18	11,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Densidad de Crustacea	Aumenta	1982,58	2011,13	3345,03	7,85	1198,99	5	189,47	7333,33	795	287,52	970,76	808,33	775	266,67	18966,67	5066,67	51483,33	1514,29	466,67	5272,22	683,33	3211,11
Densidad de Oligochaeta	Aumenta	1032,21	18798,78	29172,48	115,49	88,89	32	9375,1	2140,35	1567,26	805,77	4584,8	8287,5	2300	477,78	6033,33	17500	107683,33	13971,43	1800	3527,78	2266,67	4266,67
Densidad de Trichoptera	Disminuye	10,23	258	152,06	17,28	0	1,59	74,4	2771,97	35	7,41	93,56	0	25	33,33	0	0	16,67	28,57	0	33,33	33,33	33,33
Densidad de Ostracoda	Disminuye	1049,56	1491,65	1052,63	6,06	476,77	3,37	147,37	5157,89	561,4	268,42	900,58	300	150	177,78	3166,67	316,67	7900	942,86	333,33	3511,11	416,67	1622,22
Densidad de Amphipoda		738,96	177	1637,43	0,34	74,75	0	0	982,46	0	0	0	0	258,33	11,11	283,33	0	83,33	0	0	11,11	0	33,33
Densidad de Polymitarcyidae	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Densidad de Chironomidae	Aumenta	6071,44	1496,95	2830,41	46,9	23,23	16	841,05	7192,98	6666,67	1559,26	17099,42	16008,32	8283,33	1544,44	66,67	1483,33	4758,33	1600	166,67	955,57	1266,67	3333,33
Densidad de Chironominae	Variable	363,1	236,93	2619,88	15,93	21,72	3	827,72	6596,49	6654,97	1559,26	17099,42	1452,34	100	255,56	50	533,33	4175	257,14	166,67	853,54	1033,33	3233,33
Densidad de Orthoclaadiinae	Variable	5708,26	1260,03	152,05	30,86	1,52	13	13,33	526,32	11,7	0	0	14546,63	8183,33	1288,89	0	950	583,33	1342,86	0	102,02	233,33	100
Densidad de Tanypodinae	Variable	0,08	0	58,48	0,11	0	0	0	70,18	0	0	0	9,35	0	0	16,67	0	0	0	0	0	0	0
Densidad de Diptera no Chironomidae	Disminuye	71,87	62,41	385,96	4,04	1,52	2,84	105,26	70,18	23	11,7	35,09	25	8,33	22,22	16,67	33,33	255,56	214,29	0	5,56	16,67	22,22
Densidad de <i>Heleobia</i>	Aumenta	11292,32	13622,38	10771,93	3,92	2,02	12	0	33964,91	128,65	304,09	140,35	6287,5	425	4855,56	0	133,33	1461,11	142,86	8700	5,56	366,67	244,44
Densidad de <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Aumenta	0	149,12	19839,14	15,38	0	13	8252,64	1122,8	444,46	181,32	2959,07	0	0	0	2050	1566,67	633,33	4500	133,33	433,33	666,67	177,78
Densidad de <i>Bothrioneurum</i>	Variable	0	0	11,7	0	0	0	0	0	11,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Densidad de <i>Tubifex</i>	Aumenta	0	0	6035,09	0	0	0	0	105,27	304	379,41	11,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Densidad de <i>Dero</i>	Aumenta	251,21	9	2421,05	23,68	40,91	1	0	35,09	0	0	46,78	25	8,33	33,33	866,67	50	55,56	28,57	33,33	33,33	16,67	11,11
Densidad de <i>Pristina</i>	Aumenta	251,21	9	2421,05	23,68	40,91	1	0	35,09	0	0	46,78	25	8,33	33,33	866,67	50	55,56	28,57	33,33	33,33	16,67	11,11
Densidad de <i>Chironomus</i>	Aumenta	319,84	43,86	0	5,94	7,07	1	463,16	385,96	46,78	152,05	327,49	955,89	50	0	50	350	3013,89	228,57	33,33	116,67	950	2566,67
Densidad de <i>Nais</i>	Variable	177,36	18596,35	678,36	64,09	7,58	11,53	6,67	70,18	12	11,7	46,78	429,17	2150	322,22	100	2083,33	91650	2485,71	1200	805,56	600	3566,67
Densidad de <i>Hyaella</i>	Aumenta	738,96	177	1637,43	0,34	74,75	0	0	982,46	0	0	0	0	258,33	11,11	283,33	0	83,33	0	0	11,11	0	33,33
Densidad de total	Variable	26522,57	41014,97	50435,65	274,27	1336,33	94	14669,5	57052,67	10081,88	3072,43	36678,36	32074,99	13066,67	7400	26833,33	28516,67	170169,44	18757,14	11166,67	13394,46	5500	15666,67

Continuación del Apéndice B

Métricas biológicas	Respuesta esperada a la perturbación	Estación húmeda											Estación seca											
		Primer orden				Segundo orden				Tercer orden			Primer orden				Segundo orden				Tercer orden			
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P8	P10	P11	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P8	P10	P11	
Composición																								
% Ephemeroptera	Disminuye	0	0,06	0	25,82	0	1	0	4,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Mollusca	Disminuye	42,58	33,21	21,38	1,43	0,19	13	0	59,66	1,39	9,9	0,38	19,63	4,66	67,57	0	0,47	1,03	0,76	77,91	0,04	7,58	1,56	
% Gastropoda	Disminuye	42,58	33,21	21,38	1,43	0,19	13,2	0	59,53	1	9,9	0,38	19,63	4,66	67,57	0	0,47	1,03	0,76	77,91	0,04	7,58	1,56	
% Bivalvia	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0,12	0,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Crustacea	Aumenta	7,48	5	6,63	2,86	89,72	5,62	1,29	12,85	8	9,36	2,65	2,52	5,93	3,6	70,68	17,77	30,25	8,07	4,18	39,36	12,42	20,5	
% Oligochaeta	Aumenta	3,89	46	57,84	42,11	6,65	34	63,91	3,75	16	26,23	12,5	25,84	17,6	6,46	22,48	61,37	63,28	74,49	16,12	26,34	41,21	27,23	
% Amphipoda	Aumenta	2,79	0	3,25	0,12	5,59	0	0	1,72	0	0	0	0	1,98	0,15	1,06	0	0,05	0	0	0,08	0	0,21	
% Ostracoda	Disminuye	3,96	4	2,09	2,21	35,68	4	1	9,04	5,57	8,74	2,46	0,94	1,15	2,4	11,8	1,11	4,64	5,03	2,99	26,21	7,58	10,35	
% Trichoptera	Disminuye	0,04	1	0,3	6,3	0	2	0,51	4,86	0	0,24	0,26	0	0,19	0,45	0	0	0,01	0,15	0	0,25	0,61	0,21	
% Ephemeroptera + Trichoptera	Disminuye	0,04	1	0,3	32,12	0	2,31	0,51	8,98	0	0,24	0,26	0	0,19	0,45	0	0	0,01	0,15	0	0,25	0,61	0,21	
% Naididae	Aumenta	3,86	45,83	57,84	42,11	6,65	34,15	63,91	3,69	16	26,23	12,5	2,7	17,6	6,31	22,48	16,95	57,92	40,37	16,12	26,34	41,21	27,02	
% Polymitarcyidae	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Cochliopidae	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Diptera Chironomidae	Aumenta	22,89	4	5,61	17,1	1,74	17	5,73	12,61	66	50,75	46,62	49,91	63,39	20,87	0,25	5,2	2,8	8,53	1,49	7,13	23,03	21,28	
% Diptera no Chironomidae	Aumenta	0,27	0	0,77	1,47	0,11	3	0,72	0,12	0,23	0,38	0,1	0,08	0,06	0,3	0,06	0,12	0,15	1,14	0	0,04	0,3	0,14	
% Chironominae	Variable	1,37	1	5,19	5,81	1,63	3	5,64	11,56	66,01	50,75	46,62	4,53	0,77	3,45	0,19	1,87	2,45	1,37	1,49	6,37	18,79	20,64	
%Orthoclaadiinae	Variable	21,52	3	0,3	11,25	0,11	14	0,09	0,92	0,12	0	0	45,35	62,63	17,42	0	3,33	0,34	7,16	0	0,76	4,24	0,64	
% Tanypodinae	Variable	0	0	0,12	0,04	0	0	0	0,12	0	0	0	0,03	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0
%Hyalella	Aumenta	2,79	0	3,25	0,12	5,59	0	0	1,72	0	0	0	0	1,98	0,15	1,06	0	0,05	0	0	0,08	0	0,21	

Continuación del Apéndice B

Métricas biológicas	Respuesta esperada a la perturbación	Estación húmeda											Estación seca										
		Primer orden				Segundo orden				Tercer orden			Primer orden				Segundo orden				Tercer orden		
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P8	P10	P11	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P8	P10	P11
Tolerancia																							
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> /DT	Aumenta	0	0	0,39	0,06	0	0,14	0,56	0,02	0,04	0,06	0,08	0	0	0	0,08	0,05	0	0,24	0,01	0,03	0,12	0,01
<i>Bothrioneurum</i> /DT	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubifex</i> /DT	Aumenta	0	0	0,12	0	0	0	0	0	0,03	0,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dero</i> /DT	Aumenta	0,01	0	0,05	0,09	0,03	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristina</i> /DT	Aumenta	0,01	0	0,05	0,09	0,03	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomus</i> /DT	Aumenta	0,01	0	0	0,02	0,01	0	0,03	0,01	0	0,05	0,01	0,03	0	0	0	0,01	0,02	0,01	0	0,01	0,17	0,16
<i>Heleobia</i> /DT		42,58	33	21,36	1,43	0,15	13	0	59,53	1	9,9	0,38	19,6	3,25	65,62	0	0,47	0,86	0,76	77,91	0,04	6,67	1,56
Oligochaeta/Chironomidae	Aumenta	0,17	13	10,31	2,46	3,83	2	11,15	0,3	0	0,52	0,27	0,52	0,28	0,31	90,5	11,8	22,63	8,73	10,8	3,69	1,79	1,28
Oligochaeta con quetas/Oligochaeta sin quetas	Aumenta	59,71	125	7,91	4,28	43	1	133,27	1,46	3	67,89	8,56	10,42	90	41	1,85	5,07	8,66	3,94	12,5	2,24	1,5	11
Tanytarsini/Chironomidae	Disminuye	0	0	0	0,05	0,13	0	0	0,71	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,03	0	0	0	0	0
Grupo Funcional Trófico																							
%Depredador	Disminuye	22,76	11,6	8,07	3,89	1,25	20	27,7	2,28	9	3,53	37,5	25,07	7,27	0,9	5,84	59,44	7,95	41,66	0,3	26,79	14,55	29,36
% Colector Filtrador	Disminuye	4,64	4,72	3,08	5,32	84,32	6	1,8	15,98	7,89	9,36	2,88	1,04	3,95	2,7	13,29	8,71	8,86	6,32	3,58	38,12	11,82	15,39
% Triturador	Disminuye	24,24	4	3,46	11,78	5,86	15	2,58	1,85	65,08	45,68	45,6	45,35	64,6	17,12	1,06	3,16	0,4	7,16	0	0,76	3,33	0,78
%Raspador	Disminuye	42,59	34	21,68	5,64	0,3	14	0	59,91	2	10,14	0,43	19,63	4,85	68,02	0	0,47	1,04	0,91	77,91	0,29	8,18	1,77
% Colector Recolector	Aumenta	5,78	46	63,71	73,37	8,28	45	67,93	19,99	17	31,29	13,58	8,91	19,32	11,26	79,81	28,23	81,75	43,95	18,21	34,04	62,12	52,7
Nº de taxa de Depredador	Disminuye	12	8	9	9	7	9	3	9	2	2	5	6	4	5	7	3	8	5	1	3	4	7
Nº de taxa de Colector Fecolelector	Disminuye	4	5	4	7	5	8	3	5	2	2	6	2	2	3	3	4	4	4	2	2	2	3
Nº de taxa de Triturador	Disminuye	8	5	4	5	5	7	2	3	2	1	1	2	2	2	1	2	3	2	0	2	1	3
Nº de taxa de Raspador	Disminuye	8	5	4	5	5	7	2	3	2	1	1	2	2	2	1	2	3	2	0	2	1	3
Nº de taxa de Colector Recolector	Aumenta	35	19	19	24	15	21	7	18	13	6	15	17	11	10	14	13	20	12	8	14	12	13

Continuación del Apéndice B

Métricas biológicas	Respuesta esperada a la perturbación	Estación húmeda											Estación seca										
		Primer orden				Segundo orden				Tercer orden			Primer orden				Segundo orden				Tercer orden		
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P8	P10	P11	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P8	P10	P11
Diversidad y Dominancia																							
Shannon	Disminuye	1,68	1,49	1,99	2,52	1,66	3	1,33	1,68	1	1,78	1,32	1,55	1,41	1,29	1,66	1,93	1,6	1,96	0,91	1,99	2,45	2,04
Simpson	Disminuye	0,73	1	0,78	0,86	0,73	1	0,61	0,62	0,56	0,75	0,64	0,7	0,58	0,54	0,65	0,76	0,66	0,8	0,38	0,82	0,89	0,82
Índices bióticos																							
BMWP (Armitage et al., 1983)	Disminuye	31	20	16	25	24	30	8	25	6	6	18	11	17	9	8	6	14	11	6	6	19	16
ASPT (Armitage et al., 1983)	Disminuye	3	3	3	4	3	4	3	4	2	2	3,6	2,75	3	2,25	3	2	2,8	2,75	2	2	3	3,2
BMWP´ (Alba Tercedor & Sánchez Ortega 1988)	Disminuye	56	37	37	42	34	56	19	34	13	13	35	18	26	24	15	13	35	24	9	13	28	23
IMRP (Rodrigues Capítulo, 1999)	Disminuye	16,2	15	10,05	14,85	8,6	16	6,5	13,3	7,1	6,9	8,8	5,45	9,5	8,85	7,05	5,65	11,45	8,95	4,75	8,25	7,35	9,75
BMWP´´ (Loyola, 2000)	Disminuye	37	21	17	32	25	36	8	31	6	6	18	6	18	15	9	6	15	16	6	12	14	17
SIGNAL (Cheesman, 2003)	Variable	3	6	4	4	3	4	3	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
ICBrio (Kuhlmann et al., 2012)	Aumenta	5	7	7	5	7	5	12	5	8	10	7	8	9	9	8	8	9	9	12	8	10	9

Apéndice C Roles topológicos de las taxa presentes en más de dos usos de suelo en los ambientes lóticos y leníticos de la ecorregión valle del río Paraná y transicional. Taxa con roles topológicos periféricos (P) o conectores (C). Rasgos biológicos de las características morfológicas y de comportamiento (tamaño corporal, dispersión, movilidad y forma del cuerpo) y las adaptaciones tróficas (FFG) de las taxa siguiendo a Sarremejane et al. (2020).

Taxa	Rol Topológico					Rasgos biológicos																					
	Ecorregión transicional (lótico)			Ecorregión valle del río Paraná y transicional (lenítico)		Tamaño corporal			Dispersión			Movilidad						Forma del cuerpo				FFG					
	Referencia	Agrícola	Urbano	Referencia	Urbano	<2,5 mm	2,5-20 mm	>20 mm	Aire	Acuático activo	Acuático pasivo	Nadador en superficie	Nadador en columna de agua	Excavador	Constructor de túnel	Sésil	Constructor estuche	Esférica	Plana	Cilíndrica	Aerodinámico	Colector recolector	Colector filtrador	Raspador	Depredador	Triturado	Parásito
<i>Aulodrilus pigueti</i>	P	P	P	C	C		x			x		x	x	x						x		x					
<i>Axarus</i>	C	C	C				x		x											x				x			
Blephariceridae		C	C				x		x											x		x					
<i>Bratislavia dadayi</i>		P	C				x			x		x	x	x						x		x					
<i>Campsurus</i>	C	P	P						x				x	x					x	x	x						
<i>Chaoborus</i>				C	P		x		x		x	x								x				x			
<i>Chironomus</i>		C	C				x		x				x							x		x					
<i>Chironomus sancticaroli</i>				C	P																						
<i>Cricotopus</i>				C	P		x		x				x							x		x			x		
<i>Cryptochironomus</i>	C		C				x		x				x							x		x		x			
Cyclopoida		P	P				x			x		x									x		x				
<i>Dero nivea</i>		P	P				x			x		x	x							x		x					
<i>Dero obtusa</i>		P	C	C	C		x			x		x	x							x		x					
<i>Dero righii</i>				C	C		x			x		x	x							x		x					

Taxa	Rol Topológico				Rasgos biológicos																							
	Ecorregión transicional (lótico)			Ecorregión valle del río Paraná y transicional (lenítico)		Tamaño corporal			Dispersión			Movilidad					Forma del cuerpo				FFG							
	Referencia	Agrícola	Urbano	Referencia	Urbano	<2,5 mm	2,5-20 mm	>20 mm	Aire	Acuático activo	Acuático pasivo	Nadador en superficie	Nadador en columna de agua	Excavador	Constructor de túnel	Sésil	Constructor estuche	Esférica	Pana	Cilíndrica	Aerodinámico	Colector recolector	Colector filtrador	Raspador	Depredador	Triturado	Parásito	
<i>Dero digitata</i>				C	C		x			x		x	x							x		x						
<i>Dicrotendipes</i>				C	P		x		x				x							x		x	x					
Harpacticoida				C	P		x			x		x	x							x	x	x	x					
<i>Heleobia</i>	C	C	P	C	P		x			x			x							x			x					
Hirudinea				C	C		x	x		x		x	x						x						x			
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	C	P	C	C	C			x		x				x						x		x						
Nematoda		C	P	C	C		x			x										x								x
Ostracoda	P	P	C	C	P	x				x			x	x						x			x					
<i>Polypedilum</i>	C	P	P				x		x											x		x						
<i>Pristina syncites</i>				C	P		x			x			x							x		x						
<i>Slavina sppendiculata</i>		P	P				x			x			x							x		x						
<i>Slavina isochaeta</i>		P	C				x			x			x							x		x						
<i>Stratyomidae</i>		C	P				x		x											x		x						
Trichoptera	P	P	C				x		x											x		x						
<i>Tubifex tubifex</i>	P	P	C				x			x				x						x		x						

Apéndice D Diseño de muestreo de campo, variables ambientales y uso de suelo en los ambientes lóticos de la ecorregión transicional (cuenca del río Salado). Marchese & Ezcurra de Drago (1983, 1999, 2006) Zilli & Gagneten (2005); Marchese et al. (2008). nd: no detectable.

Sitios	Diseño de muestreo de campo		Variables ambientales																			Fuente	Uso de suelo							
	Muestreo biológico *Puntos: C=Centro; RI= Ribera izquierda; RD=Ribera derecha	Draga	Oxígeno disuelto (mg/L)	pH	Conductividad (µS/cm)	Temperatura (°C)	Secchi (cm)	Profundidad (cm)	Materia orgánica de sedimento de fondo (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Cromo Total		Cromo VI		Cobre		Plomo		Cadmio		Uso	%Área inundable	%Herbáceas naturales	%Área agrícola	%Área urbana	Descarga de efluente industrial	Descarga efluente cloacales	
													Agua (ug/L)	Sedimento (ug/g)	Agua (ug/L)									Sedimento (ug/g)						
B1	C - RI - RD (3 muestras por réplica en cada punto)	Tamura (322 cm ²)	7,1	7,2	1250	31	23	300	0,10	95	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Marchese & Ezcurra de Drago (1983, 1999, 2006)	Referencia	100	0	0	0	No	No
B2			4,7	6,1	554	28	14	400	3,67	18	31	51	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			82	18	0	0	No	No
B3			5,5	7,6	1500	29	19	200	0,09	84	16	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			91	9	0	0	No	No
B4			5,2	7,1	950	33	18	100	1,71	40	38	22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			56	19	25	0	No	No
B5			5,9	7,4	1550	33	21	200	0,30	48	25	27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			70	30	0	0	No	No
B6			5,9	7,6	1150	28	15	500	3,41	11	17	72	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			93	7	0	0	No	No
B7			7,9	7,8	9500	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			96	4	0	0	No	No
B8			9,6	8,6	10000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			84	16	0	0	No	No
M1			12,1	8,8	4700	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			30	0	70	0	Si	No
M2			1,5	7,8	1000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9,71	-	-	-	21,06*	-	13,96	-			nd	46	0	54	0	Si
M3	C (3 muestras por réplica)	Rigosha (100 cm ²)	5,5	7,8	5300	20	-	55	4,3	63	21	16	11,32*	135*	4,8*	79,8	17,9	2,04	8,4	5,5	1,9*	-	Zilli & Gagneten (2005)	Agrícola-Industrial	91	0	9	0	Si	No
M4			0,2	8,2	3500	17	-	50	10,6	1	43	56	6,71	218*	<2	21,5	13,6	4,13	<4	17,9	0,55*	-			45	0	55	0	Si	No
M5			0,1	7,7	2900	21	-	20	9,2	11	66	23	3,07	33,9*	<2	2,9	8,9	3,21	<4	10,8	0,65*	-			32	39	29	0	Si	No
M6			6	8	2100	23	-	32	4,6	27	47	26	5,30	19,8	4,6*	3,8	14	3,12	4,9	11,1	<0,5	-			0	5	95	0	Si	No
M7			6,8	7,8	1100	22	-	25	8,4	31	33	36	2,08	17,4	<2	2,6	10,5	3,20	<4	13,4	<0,5	-			0	26	26	0	Si	No
M8			Tamura (322 cm ²)	3,5	8,2	1500	26	31	80	0,6	86	8	7	3,36	85,5*	-	-	-	-	-	-	-			-	Marchese et al. (2008)	92	0	8	0

Continuación del Apéndice D

Sitios	Diseño de muestreo de campo		Variables ambientales														Fuente	Uso de suelo												
	Muestreo biológico *Puntos: C=Centro; RI= Ribera izquierda; RD=Ribera derecha	Draga	Oxígeno disuelto (mg/L)	pH	Conductividad (µS/cm)	Temperatura (°C)	Secchi (cm)	Profundidad (cm)	Materia orgánica de sedimento de fondo (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Cromo Total		Cromo VI			Cobre		Plomo		Cadmio		Uso	%Área inundable	%Herbáceas naturales	%Área agrícola	%Área urbana	Descarga de efluente industrial	Descarga efluente cloacales
													Agua (ug/L)	Sedimento (ug/g)	Agua (ug/L)	Sedimento (ug/g)		Agua (ug/L)	Sedimento (ug/g)	Agua (ug/L)	Sedimento (ug/g)	Agua (ug/L)	Sedimento (ug/g)							
A1	C - RI - RD (3 muestras por réplica en cada punto)	Tamura (440 cm ²)	5,5	7,6	3082	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Marchese & Ezcurra de Drago (1983, 1999, 2006)	Agrícola-Urbano-Industrial	55	0	23	22	Si	Si
A2		Tamura (322 cm ²)	7,5	7,8	1950	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			97	0	3	0	Si	Si
A3				7,6	8,6	7400	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64	-	-	-	1,03	-	1,03	-			nd	94	0	6	0	Si
A4	C - RI - RD (3 muestras por réplica en cada punto)	Tamura (322 cm ²)	5	8	2800	-	13	-	1,72	30	30	40	-	55,18*	-	-	-	19,54*	-	9,47	-	nd	Marchese & Ezcurra de Drago (1983, 1999, 2006)	Agrícola-Urbano-Industrial	66	0	6	28	Si	Si
A5			6	8	2800	-	12	-	2,93	83	10	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			83	0	7	10	Si	Si
A6			4,5	7,7	2800	-	13	-	0,17	59	36	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			-	65	0	14	21	Si
A7	RD (3 muestras por réplica)		5	8	2300	-	12	-	0,86	28	12	60	-	1,23	-	-	-	0,78	-	1,90	-	nd	70	0	0	30	Si	Si		
A8	C (3 muestras por réplica)		5	7,7	2300	-	13	-	0,68	35	40	25	-	13,79	-	-	-	31,99*	-	15,37	-	nd	62	0	0	38	Si	Si		
A9			5	7,7	2400	-	13	-	0,86	90	6	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	61	0	0	37	Si	Si		
A10	RD (3 muestras por réplica)		5,8	8	2400	-	14	-	0,52	70	10	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	86	0	0	14	Si	Si		
A11			5,5	8	2200	-	2	-	1,34	10	20	70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	79	0	0	21	Si	Si		
A12	C (3 muestras por réplica)		4,6	7,5	2800	25	12	570	2,0	75	14	11	7,22	44,22*	-	-	-	-	-	-	-	-	Marchese et al. (2008)		80	0	20	0	Si	Si

* Valor por encima del nivel guía establecido por CEPA (2002).

Apéndice E Métricas biológicas calculadas y respuesta esperada a la perturbación de los ambientes lóticos de la ecorregión transicional (cuena del río Salado). B: sitios con baja perturbación; M: sitios medianamente perturbados; A: sitios altamente perturbados. Marchese & Ezcurra de Drago (1983, 1999, 2006) Zilli & Gagneten (2005), Marchese et al. (2008).

Métricas biológicas	Respuesta esperada frente a la perturbación	Gradiente ambiental																											
		B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12
Riqueza																													
N° total de taxa	Disminuye	2	5	7	6	6	3	6	6	3	9	9	9	3	14	9	20	3	2	1	9	8	6	13	8	3	8	9	20
N° de familias	Disminuye	2	2	2	3	2	2	3	3	2	6	2	4	3	4	3	2	2	1	1	2	2	2	2	2	1	5	2	3
N° de géneros	Disminuye	0	4	6	5	5	2	4	5	2	6	4	3	3	8	4	6	3	1	1	7	8	3	8	7	1	6	5	8
N° de familia de insectos	Disminuye	1	1	1	2	1	1	1	1	1	3	2	2	1	2	1	1	1	2	1	2	1	2	3	1	1	1	2	2
N° órdenes de invertebrados no insectos	Variable	1	2	2	2	2	2	4	3	2	2	3	3	1	4	4	5	1	0	0	2	1	3	5	2	2	4	3	4
N° de familia de Dipteros	Disminuye	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	2
N° de géneros de Dipteros	Disminuye	1	3	3	3	2	1	1	2	1	2	1	2	1	2	1	1	1	1	1	3	1	1	2	1	0	2	2	3
N° de géneros de Diptero Chironomidae	Aumenta	1	3	3	3	2	1	1	2	1	2	1	2	1	2	1	1	1	1	1	3	1	1	2	1	0	2	2	3
N° de taxa de Diptera Chironomidae	Aumenta	1	3	3	3	2	1	1	2	1	2	4	4	1	3	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3
N° de taxa de Tanytarisni	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N° de taxa de <i>Stempellina</i>	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N° de taxa de Diptera no Chironomidae	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
N° de taxa Mollusca	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N° de taxa Gastropoda	Disminuye	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	2	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
N° de taxa Bivalvia	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
N° de taxa Crustacea	Disminuye	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	1	2	1	1	2	1	3
N° de taxa de Crustacea + Mollusca	Variable	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	3	1	1	2	4	0	0	0	1	0	1	2	1	1	4	1	3
N° de taxa Oligochaeta	Aumenta	0	1	3	1	3	1	2	2	1	2	3	0	0	7	5	12	2	0	0	4	7	2	6	6	1	2	4	9
N° de Oligochaeta con quetas	Disminuye	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	2	0	0	3	2	5	1	0	0	3	3	0	3	2	1	1	2	3
N° de Oligochaeta sin quetas	Aumenta	0	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	3	2	3	3	0	1	2	2
N° taxa de Ephemeroptera + Trichoptera	Disminuye	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1	2

Continuación del Apéndice E

Métricas biológicas	Respuesta esperada frente a la perturbación	Gradiente ambiental																											
		B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12
Densidad (ind.m²)																													
Densidad de Diptera Chironomidae	Aumenta	403	320	588	279	196	641	11	490	64	990	12,3	27	26	175,3	71	20,7	238,9	96	128	0	0	0	0	0	0	0	31	
Densidad de Chironominae	Variable	403	320,00	588	279	196	641	11	469	64	990	12,3	26	26	175,3	71	20,7	238,9	96	128	43	11	53	192	11	0	42	32	31
Densidad de Orthocladiinae	Variable	0	0,00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Densidad de Tanypodinae	Variable	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Densidad de Diptera no Chironomidae	Disminuye	0	0,00	0	0	0	0	0	0	0	32	15	3,4	0	5,7	0	0	0	0	0	43	11	53	192	11	0	42	32	20,7
Densidad de Ephemeroptera	Disminuye	0	0,00	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31	
Densidad de Mollusca	Disminuye	0	0,00	0	0	0	0	96	41	0	128	0	5	3,3	1	6	103,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0
Densidad de Gastropoda	Disminuye	0	0,00	0	0	0	0	96	41	0	128	0	5	3,3	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0
Densidad Bivalvia	Disminuye	0	0,00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0
Densidad de Crustacea	Aumenta	41	999,00	32	878	961	238	192	331	208	0	0	0	0	0	0	51,7	0	0	0	43	0	149	278	11	11	224	43	1074,7
Densidad de Naididae	Aumenta	0	21	248	10	237	207	464	843	128	811	29,3	0	0	17,1	27,7	1203,8	0	0	0	44	1354	107	1691	1280	149	491	907	134,3
Densidad de <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Aumenta	0	0	62	10	31	0	272	32	0	512	0	0	0	0	0	0	51,1	0	0	11	0	96	661	800	149	480	384	0
Densidad de <i>Bothrioneurum</i>	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	10,3	
Densidad de <i>Tubifex</i>	Aumenta	0	21	78	0	10	207	0	0	128	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1045	0	480	416	0	0	437	0
Densidad de <i>Dero</i>	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,3	0	0	3,7	0	558	0	0	0	0	43	0	0	11	0	0	0	51,7
Densidad de <i>Pristina</i>	Aumenta	0	0	0	0	0	0	192	0	0	299	0	0	0	7,4	12,4	459,8	10,2	0	0	11	21	0	464	33	0	11	75	0
Densidad de <i>Aulodrilus pigueti</i>	Disminuye	0	0	108	0	196	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20,7	0	0	0	0	96	0	32	21	0	0	0	0
Densidad de <i>Nais</i>	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	5,3	15,3	10,3	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	10,3
Densidad de <i>Chironomus</i>	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	362	9	26	26	162	0	0	0	0	128	0	0	0	0	11	0	0	0	0
Densidad de Oligochaeta	Aumenta	0	21	248	10	237	207	464	843	128	811	29,3	0	0	18,4	28	1203,8	61,3	0	0	44	1354	107	1691	1280	149	491	907	134,3
Densidad de Trichoptera	Disminuye	0	0	0	0	0	0	192	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	160	0	11	0	32	21	0	11	0	21	10,3
Densidad de Ostracoda	Disminuye	41	999	32	878	961	238	192	331	208	0	144	104,3	0	0	578,3	10,3	0	0	0	43	0	149	267	11	11	213	43	1033,3
Densidad Total	Disminuye	444	1340	868	1177	1394	1086	955	1705	400	1993	202,9	140	29,3	211,7	685,6	1451,8	300,3	256	128	141	1365	352	2214	1302	171	779	1035	1322,6

Continuación del Apéndice E

Métricas biológicas	Respuesta esperada frente a la perturbación	Gradiente ambiental																												
		B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	
Composición																														
% Ephemeroptera	Disminuye	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	
% Mollusca	Disminuye	9,2	74,6	3,7	74,6	68,9	21,9	20,1	19,4	52	0	0	3,6	11,3	0,5	0,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,8	0	0
%Gastropoda	Disminuye	9,2	74,6	3,7	74,6	68,9	21,9	20,1	19,4	52	0	0	3,6	11,3	0,5	0,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0
%Bivalvia	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0
%Crustacea	Aumenta	9,2	74,6	3,7	74,6	68,9	21,9	20,1	19,4	52	0	0	0	0	0	0	3,6	0	0	0	30,5	0	42,3	12,6	0,9	6,4	28,8	4,2	81,8	
% Oligochaeta	Aumenta	0	1,6	28,6	0,9	17	19,1	48,6	49,4	32	40,7	14,4	0	0	8,7	4,1	82,9	20,4	0	0	31,2	99,2	30,4	76,4	98,3	87,1	63	87,6	10,2	
% Amphipoda	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0
% Ostracoda	Disminuye	9,2	74,6	3,7	74,6	68,9	21,9	20,1	19,4	52	0	71	74,5	0	0	84,4	0,7	0	0	0	30,5	0	42,3	12,1	0,8	6,4	27,3	4,2	78,1	
% Naididae	Aumenta	0	1,6	28,6	0,8	17	19,1	48,6	49,4	32	40,7	14,4	0	0	8,1	4	82,9	0	0	0	31,2	99,2	30,4	76,4	98,3	87,1	63	87,6	10,2	
% <i>Pristina</i>	Aumenta	0	0	0	0	0	0	20,1	0	0	15	0	0	0	3,5	1,8	31,7	3,4	0	0	7,8	1,5	0	21	2,5	0	1,4	7,2	0	
% <i>Dero</i>	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1	0	0	1,7	0	38,4	0	0	0	0	3,2	0	0	0,8	0	0	0	3,9	
% <i>Aulodrilus pigueti</i>	Disminuye	0	0	12,4	0	14,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0	0	0	7	0	1,4	1,6	0	0	0	0	
% <i>Tubifex</i>	Aumenta	0	1,6	9	0	0,7	19,1	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	76,6	0	21,7	32	0	0	42,2	0	
% <i>Nais</i>	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,4	0	0	2,5	2,2	0,7	0	0	0	7,8	0	0	0	0	0	0	0	0,8	
% Chironominae	Aumenta	90,8	23,9	67,7	23,7	14,1	59	1,2	28,7	16	49,7	6,1	19,3	88,7	82,8	10,4	1,4	79,6	37,5	100	0	0	0	0	0	0	0	0	2,3	
% Orthoclaadiinae	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
% Tanypodinae	Variable	0	0	0	0	0	0	0	1,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
% Diptera no Chironomidae	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	7,4	2,4	0	2,7	0	0	0	0	0	30,5	0,8	15,1	8,7	0,8	0	5,4	3,1	1,6	
% Polymitarocyidae	Aumenta	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	
% Hyalellidae	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0
% Hydrobiidae	Aumenta	0	0	0	0	0	0	10,1	2,4	0	6,4	0	2,9	3,4	0,5	0,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0
% Trichoptera	Disminuye	0	0	0	0	0	0	20,1	0	0	1,1	0	0	0	0	0	0	0	62,5	0	7,8	0	9,1	1	0	6,4	0	2	0,8	
% <i>Chironomus</i>	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18,6	0,4	18,6	88,7	76,5	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
% <i>Glyptotendipes</i>	Disminuye	90,8	10	37,4	15,8	13,3	59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
% <i>Axarus</i>	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	79,6	0	0	14,9	0,8	15,1	8,2	0	0	2,7	2	0	
% <i>Polypedilum</i>	Disminuye	0	0	26,7	7,1	0	0	0	49,1	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	

Continuación del Apéndice E

Métricas biológicas	Respuesta esperada frente a la perturbación	Gradiente ambiental																												
		B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	
%Stratiomyidae	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
%Blephacerae	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
%Ceratopogonidae	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1	0	0	0	2,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	
%Calanoida	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,3	
%Cladocera	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
%Cyclopoida	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	
%Hirudinea	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3,1	0
%Turbellaria	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,8	0	2,8	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0
%Nematoda	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1	0,2	0	2,5	0,3	1,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8
Tolerancia																														
Oligochaeta/Chironomidae	Aumenta	0	0,1	0,4	0	1,2	0,3	42,2	1,7	2	0,8	2,4	0	0	0,1	0,4	58,2	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,3
Oligochaeta con quetas/Oligochaeta sin quetas	Aumenta	0	0	0,8	0	4,8	0	0,7	0	0	0,2	0,5	0	0	23,4	0	115,5	0,2	0	0	2	0,2	0	0,6	0,1	0	0	0,1	7	
Tanytarsini/Chironomidae	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> /DT	Aumenta	0	0	0,1	0	0	0	0,3	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0,1	0	0,3	0,3	0,6	0,9	0,6	0,4	0	
<i>Bothroneurum</i> /DT	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tubifex</i> /DT	Aumenta	0	0	0,1	0	0	0,2	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0,2	0,3	0	0	0,4	0
<i>Dero</i> /DT	Aumenta	0	0	0,1	0	0	0,2	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0,2	0,3	0	0	0,4	0	
<i>Pristina</i> /DT	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0,1	0	0	0,2	0	0	0	0,1	0	
<i>Chironomus</i> /DT	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0,2	0,9	0,8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Heleobia</i> /DT	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0,1	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ephemeroptera/DT	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trichoptera/DT	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,6	0	0,1	0	0,1	0	0	0,1	0	0	0	
Ephemeroptera+Trichoptera/DT	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,6	0	0,1	0	0,1	0	0	0,1	0	0	0	
Diptera no Chironomidae /DT	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0,2	0,1	0	0	0,1	0	0	
% <i>Chironomus</i> !%Diptera Chironomidae	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0,1	1	1	0,9	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
% <i>Glyptotendipes</i> !%Diptera Chironomidae	Disminuye	1	0,4	0,6	0,7	0,9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
% <i>Axarus</i> !%Diptera Chironomidae	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Continuación del Apéndice E

Métricas biológicas	Respuesta esperada frente a la perturbación	Gradiente ambiental																												
		B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	
<i>%Polypedilum/%Diptera Chironomidae</i>	Disminuye	0	0	0,4	0,3	0	0	0	1,7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3		
<i>% Chironominae/%Diptera Chironomidae</i>	Aumenta	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1		
<i>% Tanypodinae/%Diptera Chironomidae</i>	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Diversidad y Dominancia																														
Shannon	Disminuye	0,3	0,9	1,6	0,8	1	1	1,6	0,9	0	0,7	1,1	0,9	0,4	1,4	0,6	2,3	0,6	1,3	0,7	2	0,9	1,4	1,8	1	0,5	1,1	1,4	1,1	
Simpson	Disminuye	0,2	0,4	0,8	0,4	0,5	0,6	0,8	0,7	0,6	0,8	0,5	0,4	0,2	0,5	0,3	0,8	0,3	0,5	0	0,8	0,4	0,7	0,8	0,5	0,2	0,5	0,7	0,4	
Grupo funcional trófico																														
<i>%Depredador</i>	Disminuye	0	11,6	3,6	0,8	0,7	0	0	1,2	0	1,6	1,1	1,8	0	8	0,3	2,9	0	0	0	7,8	0	0	0,9	0	0	0	3,1	2,4	
<i>% Colector Filtrador</i>	Disminuye	100	84,6	41,1	90,4	82,3	80,9	40,2	19,4	52	1,1	71,2	74,5	0	0	84,4	3,6	0	6,3	0	30,5	76,6	42,3	22,2	32,8	6,4	30,2	43,4	81,9	
<i>% Triturador</i>	Disminuye	0	0	26,7	7,1	0	0	0	27,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	
<i>%Raspador</i>	Disminuye	0	0	0	0	0	0	10,1	2,4	16	6,4	0	3,6	11,3	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0	
<i>% Colector Recolector</i>	Aumenta	0	1,6	28,6	0,8	17	19,1	48,6	49,4	32	93,6	20,6	19,3	88,7	91,5	14,4	84,9	100	37,5	100	61,7	23,4	54,5	64,3	67,2	93,6	68,4	50,5	12,6	
N° de taxa de Depredador	Disminuye	0	1	1	1	1	0	0	1	0	2	1	2	0	3	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	2	
N° de taxa de Colector Recolector	Disminuye	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	0	0	1	3	0	1	0	1	1	1	2	1	1	2	2	3	
N° de taxa de Triturador	Disminuye	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
N° de taxa de Raspador	Disminuye	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
N° de taxa de Colector Recolector	Aumenta	0	1	3	1	3	1	2	2	1	5	8	3	1	10	6	13	3	1	1	7	7	4	9	6	2	4	6	11	
Índices bióticos																														
BMWP (Armitage et al., 1983)	Disminuye	2	2	3	3	3	3	4	6	3	3	3	5	5	6	6	3	3	2	2	3	3	3	3	3	1	6	3	3	
ASPT (Armitage et al., 1983)	Disminuye	2	2	1,5	1,5	1,5	1,5	2	2	1,5	1,5	1,5	2,5	2,5	2	2	1,5	1,5	2	2	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1	2	1,5	1,5	
BMWP´ (Alba Tercedor & Sánchez Ortega 1988)	Disminuye	5	5	6	11	6	6	7	9	6	16	3	18	5	10	9	15	3	2	2	7	3	6	6	6	4	9	6	15	
IMRP (Rodrigues Capítulo, 1999)	Disminuye	0,8	1	1	2,9	1	1	3,6	1,6	1	5,7	3,1	3,5	1	2,2	1,8	3,2	0,6	2,4	0,4	3	0,6	2,8	4,4	1	2,5	2,5	1,5	6	
BMWP´´ (Loyola, 2000)	Disminuye	2	2	3	3	3	3	4	6	3	3	3	5	5	6	6	3	3	2	2	3	3	3	3	3	1	12	3	3	
ICBrio (Kuhlmann et al., 2012)	Aumenta	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	2	

Hidroperíodo	Sitios	Diseño de muestreo				Variables ambientales													Fuente	Uso del suelo	
		Muestreo	Draga o muestreador utilizado	Año	Mes	pH	Conductividad (uS/cm)	Sólidos disueltos (mg/L)	Temperatura (°C)	Oxígeno disuelto (mg/L)	Clorofila a (ug/L)	Secchi (cm)	Profundidad (m)	DQO (ppm O2)	DBO (ppm O2)	Nitrato (ppm)	Nitrito (ppm)	Amonio (ppm)			Fósforo total (ppm)
Aguas altas	LB	3 estaciones de muestro de acuerdo a la morfometría de la laguna (3 réplicas en cada punto)	Tamura (322 cm ²) y Rigosha (100 cm ²)	2018	Diciembre	8,16	246	1361,00	21,60	7,53	191,85	0,15	1,00	45,00	6,32	0,10	0,01	3,17	2,83	Capeletti et al. (2021)	Urbano
	PGB					8,68	244	1182,00	25,70	10,22	29,81	0,50	2,40	31,00	7,59	0,11	0,01	1,94	1,34	Capeletti et al. (2021)	Urbano
	RECU					7,01	820	424,00	22,00	1,74	42,65	0,53	0,60	30,00	5,71	0,50	0,01	0,21	2,62	Capeletti et al. (2021)	Urbano
	RNUO 1	1 estación de muestreo	Ekman (225 cm ²) y Rigosha (100 cm ²)	2017	Noviembre	7,84	1515		23,65	9,59		145	0,56							Arias (2019)	Urbano
	RNUO 2					8,45	1058		23,85	9,32		0,39	0,65								Arias (2019)
	VI	3 estaciones de muestro de acuerdo a la morfometría de la laguna (3 réplicas en cada punto)	Ekman (225 cm ²)	2005	Diciembre	7,3	117		26	10,53		0,46	3,7			0,29	3	125	205	Zilli (2010)	Referencia
	IR					7,2	88		26	8,7		0,43	1,9			0,5	3	0,09	0,35	Zilli (2010)	Referencia
	LM					7,3	100		25	5,4		1	2,6			0,22	3	155	1,05	Zilli (2010)	Referencia
EP	7,1					88		26	9,57		0,53	2,2			0,15	2	105	0,29	Zilli (2010)	Referencia	
Aguas bajas	LB	3 estaciones de muestro de acuerdo a la morfometría de la laguna (3 réplicas en cada punto)	Tamura (322 cm ²) y red D (100 cm ²)	2018	Julio	7,24	108	764	9,8	10,26	67,1	0,2	1,2	87	6,78	0,10	2	0,66	4,00	Capeletti et al. (2021)	Urbano
	PGB					6,9	200	1648	11,4	8,74	114,3	0,17	6	72	9,74	0,10	1	0,34	3,90	Capeletti et al. (2021)	Urbano
	RECU					6,98	0,88	580	12,4	5,86	2,4	0,2	0,5	71	4,08	0,30	14	3,10	0,07	Capeletti et al. (2021)	Urbano
	RNUO 1	1 estación de muestreo	Ekman (225 cm ²) y Rigosha (100 cm ²)	2017	Junio	8,39	1691,5		13,15	8,91		275	0,65							Arias (2019)	Urbano
	RNUO 2					8,21	1100		13,85	8,6		0,35	0,45								Arias (2019)
	VI	3 estaciones de muestro de acuerdo a la morfometría de la laguna (3 réplicas en cada punto)	Ekman (225 cm ²)	2005	Julio	7,5	70		15	6,65		0,57	3,8			0,3	4	0,32	0,25	Zilli (2010)	Referencia
	IR					7,6	90		17	6		0,33	2,8			0,32	4	0,25	0,3	Zilli (2010)	Referencia
	LM					7,4	95		17	6,4		0,94	2,4			0,25	2	0,3	1,5	Zilli (2010)	Referencia
EP	7,5					87		15	9,05		0,58	2,6			0,28	5	0,29	0,3	Zilli (2010)	Referencia	

Apéndice G Métricas biológicas calculadas y respuesta esperada a la perturbación de los ambientes leníticos de la ecorregión valle del río Paraná y transicional (Zilli, 2010; Arias, 2019; Capeletti et al., inédito). LB: Laguna Bedetti, RECU: Reserva de la Ciudad Universitaria, PGN: Lago Parque del Sur General Manuel Belgrano, RNUO: Reserva Natural Urbana del Oeste, IR: Irupé, LM: La Mira, VI: Vuelta Irigoyen, EP: El Puesto.

Métricas biológicas	Respuesta esperada a la perturbación	Sistemas leníticos																	
		LB	PGB	RECU	RNUO 1	RNUO 2	VI	IR	LM	EP	LB	PGB	RECU	RNUO 1	RNUO 2	VI	IR	LM	EP
Riqueza																			
N° total de taxa	Disminuye	16	8	9	9	12	23	16	21	18	23	15	22	9	9	23	18	27	15
N° de familias	Disminuye	5	3	5	2	3	8	6	5	5	6	5	4	2	3	7	6	9	6
N° de géneros	Disminuye	12	6	8	6	5	18	12	13	13	13	7	12	4	4	17	13	14	9
N° de familia de insectos	Disminuye	3	1	4	1	1	2	3	3	2	3	1	1	1	1	2	2	4	3
N° órdenes de invertebrados no insectos	Variable	3	2	3	2	4	3	2	3	4	5	4	5	4	3	4	3	5	4
N° de familia de Dípteros	Disminuye	2	1	3	1	1	1	2	2	1	2	1	1	1	1	1	1	3	2
N° de géneros de Dípteros	Disminuye	5	2	4	2	1	5	2	8	3	3	2	2	1	1	6	3	7	2
N° de géneros de Díptero Chironomidae	Aumenta	4	2	2	2	1	1	2	7	3	2	2	2	1	1	0	3	6	2
N° de taxa de Díptera Chironomidae	Aumenta	4	2	2	2	1	5	2	7	3	2	2	2	1	1	5	3	6	2
N° de taxa de Tanytarisni	Disminuye	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
N° de taxa de <i>Stempellina</i>	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N° de taxa de Díptera no Chironomidae	Disminuye	1	0	2	0	0	4	1	1	0	1	0	0	0	0	6	0	2	1
N° de taxa Mollusca	Disminuye	0	1	0	0	1	8	4	2	4	2	1	0	0	0	7	5	5	2
N° de taxa Gastropoda	Disminuye	0	1	0	0	1	4	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0
N° de taxa Bivalvia	Disminuye	0	0	0	0	0	4	4	2	4	1	0	0	0	0	6	5	4	2
N° de taxa Crustacea	Disminuye	2	0	3	1	2	0	0	1	2	3	2	6	3	2	1	1	2	2
N° de taxa de Crustacea + Mollusca	Variable	2	1	3	1	3	8	4	3	6	5	3	6	3	2	8	6	7	4
N° de taxa Oligochaeta	Aumenta	4	4	1	5	6	6	7	7	5	11	8	12	4	4	5	6	8	4
N° taxa de Ephemeroptera + Trichoptera	Disminuye	2	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1
Densidad (ind.m²)																			
Densidad de Díptera Chironomidae	Aumenta	9,38	4,44	47,52	2033,33	1816,67	154	35	104	20	22,22	1,27	1615,38	283,33	833,33	50	35	105	10
Densidad de Díptera no Chironomidae	Disminuye	0,49	0	0,68	0	0	139	5	30	0	11,11	0	0	0	0	65	0	99	5
Densidad de Ephemeroptera	Disminuye	4,94	0	0	0	0	49	30	5	49	11,11	0	0	0	0	15	5	163	69

Continuación del Apéndice G

Métricas biológicas	Respuesta esperada a la perturbación	Sistemas leníticos																	
		LB	PGB	RECU	RNUO 1	RNUO 2	VI	IR	LM	EP	LB	PGB	RECU	RNUO 1	RNUO 2	VI	IR	LM	EP
Densidad de Mollusca	Disminuye	0	167,78	0	0	33,33	440	247	498	132	55,56	2118,73	0	0	0	282	114	282	68
Densidad de Gastropoda	Disminuye	0	167,78	0	0	33,33	65	0	0	0	44,44	2118,73	0	0	0	44	0	10	0
Densidad Bivalvia	Disminuye	0	0	0	0	0	375	247	498	132	11,11	0	0	0	0	238	114	272	68
Densidad de Crustacea	Aumenta	17,78	0	2,05	733,33	683,33	0	0	64	173	177,78	0,63	1853,85	266,67	133,33	49	15	113	45
Densidad de Naididae	Disminuye	28,64	22,59	0,34	633,23	2071,5	272	834	0	243	2622,22	330	792,31	1232,81	4196,79	775	291	54	282
Densidad de <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Aumenta	0	21,11	0	99,9	777,3	89	195	2123	188	1633,33	169,84	7,69	733	1629,82	281	48	2326	193
Densidad de <i>Bothrioneurum</i>	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Densidad de <i>Tubifex</i>	Aumenta	27,65	0	0	0	0	119	442	0	0	0	0	0	0	0	0	143	0	0
Densidad de <i>Dero</i>	Aumenta	0,49	0,37	0,34	166,67	266,67	5	10	337	15	300	159,84	400	183,33	116,67	5	5	380	0
Densidad de <i>Pristina</i>	Aumenta	0,49	0,37	0,34	166,67	266,67	5	10	337	15	300	159,84	400	183,33	116,67	5	5	380	0
Densidad de <i>Chironomus</i>	Aumenta	0	0	46,15	1966,67	1816,67	0	0	0	0	0	0,95	1600	283,33	833,33	0	5	0	0
Densidad de <i>Nais</i>	Aumenta	0	0	0	350	233,33	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0
Densidad de <i>Heleobia</i>	Aumenta	0	167,78	0	0	0	60	0	0	0	44,44	2118,73	0	0	0	44	0	0	0
Densidad de Chironominae	Variable	8,4	4,07	46,15	2033,33	1816,67	35	0	10	0	22,22	1,27	1600	283,33	833,33	10	25	30	0
Densidad de Orthocladinae	Variable	0	0,37	0	0	0	0	0	49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Densidad de Tanypodinae	Variable	0,99	0	1,37	0	0	119	35	45	20	0	0	15,38	0	0	40	10	75	10
Densidad Total	Disminuye	100,25	195,19	50,94	3433,23	8604,83	1285	1250	3956	735	3155,56	2667,94	4423,08	1866,15	5780,12	1468	564	7754	608
Densidad de Oligochaeta	Aumenta	30,12	22,59	0,34	633,23	2071,5	346	849	3023	297	2622,22	330,32	800	1232,81	4196,79	839	350	6572	341
Densidad de Trichoptera	Disminuye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Densidad de Amphipoda	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,32	53,85	0	83,33	0	0	0	0
Densidad de Polymitarcidae	Disminuye	4,94	0	0	0	0	49	30	5	49	11,11	0	0	0	0	15	5	163	69
Densidad de <i>Hyalella</i>	Aumenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,32	53,85	0	0	0	0	0	0
Densidad de Cochliopidae	Aumenta	0	167,78	0	0	0	0	0	0	0	44,44	2118,73	0	0	0	0	0	0	0

Continuación del Apéndice G

Métricas biológicas	Respuesta esperada a la perturbación	Sistemas leníticos																	
		LB	PGB	RECU	RNUO 1	RNUO 2	VI	IR	LM	EP	LB	PGB	RECU	RNUO 1	RNUO 2	VI	IR	LM	EP
Tolerancia																			
Oligochaeta/Chironomidae	Aumenta	32,105	50,833	0,0072	0,3114	11,403	230,667	242571	290673	14,85	118	260125	0,4952	43,511	50,361	0	10	625905	34,1
Oligochaeta con quetas/Oligochaeta sin quetas	Aumenta	0,0893	0,0702	0	53,387	0,3182	0,6635	0,3224	0,4239	0,5798	0,527	0,9449	79	0,2335	0,0286	19858	0,8229	18255	0,7668
Tanytarsini/Chironomidae	Disminuye	0,0526	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5714	0	0
<i>Limnodrilus hoffmeisteri/DT</i>	Aumenta	0	0,1082	0	0,0291	0,0903	0,0693	0,156	0,5367	0,2558	0,5176	0,0637	0,0017	0,3928	0,282	0,1914	0,0851	0,3	0,3174
<i>Bothrioneurum/DT</i>	Variable	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubifex/DT</i>	Aumenta	0,2759	0	0	0	0	0,0926	0,3536	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2535	0	0
<i>Dero/DT</i>	Aumenta	0,0049	0,0019	0,0067	0,0485	0,031	0,0039	0,008	0,0852	0,0204	0,0951	0,0599	0,0904	0,0982	0,0202	0,0034	0,0089	0,049	0
<i>Pristina/DT</i>	Aumenta	0,0049	0,0019	0,0067	0,0485	0,031	0,0039	0,008	0,0852	0,0204	0,0951	0,0599	0,0904	0,0982	0,0202	0,0034	0,0089	0,049	0
<i>Chironomus/DT</i>	Aumenta	0	0	0,906	0,5728	0,2111	0	0	0	0	0	0,0004	0,3617	0,1518	0,1442	0	0,0089	0	0
<i>Heleobia/DT</i>	Aumenta	0	0,8596	0	0	0	0,0467	0	0	0	0,0141	0,7941	0	0	0	0,03	0	0	0
Grupo funcional trófico																			
%Depredador	Disminuye	5,42	0,19	3,36	0,97	46,49	30,35	9,92	8,87	11,43	1,76	8,14	4	4,47	10,67	18,6	9,75	7,79	13,98
% Colector Filtrador	Disminuye	27,59	0	2,68	21,36	7,94	29,18	0	14,33	41,5	0,35	0	25,04	14,29	0,87	19,89	6,21	4,97	18,59
% Triturador	Disminuye	0	0,19	0,67	0	0	0	0	0,13	0	0	0,01	1,22	0	0	0	0	0	0
%Raspador	Disminuye	0	85,96	0	0	0,39	5,45	0	0	0	1,41	79,41	0	0	1,44	3	0	0,13	0
% Colector Recolector	Aumenta	67	13,66	93,29	77,67	45,19	33,46	70,32	76,54	47,07	96,48	12,43	69,74	81,24	87,02	58,51	63,83	87,12	67,43
N° de taxa de Depredador	Disminuye	4	1	2	1	2	4	4	7	6	2	3	4	1	2	7	3	10	6
N° de taxa de Colector Recolector	Disminuye	1	0	1	1	2	4	0	4	6	1	0	1	3	1	8	2	6	4
N° de taxa de Triturador	Disminuye	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
N° de taxa de Raspador	Disminuye	0	1	0	0	1	5	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0
N° de taxa de Colector Recolector	Aumenta	11	5	5	7	7	9	8	8	6	19	10	16	5	5	7	8	10	5

Continuación del Apéndice G

Métricas biológicas	Respuesta esperada a la perturbación	Sistemas leníticos																	
		LB	PGB	RECU	RNUO 1	RNUO 2	VI	IR	LM	EP	LB	PGB	RECU	RNUO 1	RNUO 2	VI	IR	LM	EP
Índices bióticos																			
BMWP (Armitage et al., 1983)	Disminuye	3	6	3	3	3	6	6	6	6	6	6	3	3	3	4	6	9	6
ASPT (Armitage et al., 1983)	Disminuye	1,5	2	1,5	1,5	1,5	2	2	2	2	2	2	1,5	1,5	1,5	2	2	2,25	2
BMWP´ (Alba Tercedor and Sánchez Ortega 1988)	Disminuye	7	6	7	3	3	3	7	3	6	13	9	6	3	3	4	6	13	10
IMRP (Rodrigues Capítulo, 1999)	Disminuye	7,15	3,6	4,35	3,35	4,55	6,1	5,9	5,6	6,3	7,25	4,9	5,25	3,95	4,25	5,9	5,9	7,3	6,7
BMWP´´ (Loyola, 2000)	Disminuye	3	6	3	3	3	6	6	6	6	6	12	9	3	3	4	12	15	6
EQRmacro (Munné & Godé, 2003)	Aumenta	5	3	2	3	5	7	5	4	7	4	4	3	3	5	8	6	8	6
ICBrio (Kuhlmann et al., 2012)	Aumenta	2	4	5	5	4	1,5	2,5	1,75	2,25	2,5	4	3	4	5	2,25	2,5	2,25	2,25
ICBreservorio (Kuhlmann et al., 2012)	Aumenta	1,33	3,33	3,67	3,3	3,3	2,3	3	2,7	2,3	2	2,67	3	3,6	3,6	2,3	2,3	2	2,7
IBIS (Capeletti et al., 2021)	Aumenta	17,63	3,62	13,8	16,79	11,05	12	19,65	13,07	18,12	27,38	3,61	21,61	23,15	22,97	25,77	19,6	23,16	22,53