

Tesis doctoral

**“LOS RASGOS BIOLÓGICOS Y ECOLÓGICOS DE
MACROINVERTEBRADOS DE ARROYOS PAMPEANOS
FRENTE A DIFERENTES CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT Y
AL USO TERRITORIAL DE LA CUENCA”**

Lic. Marianela Rodriguez

Director: Alberto Rodrigues Capítulo

Directora: Laura C. Armendáriz



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



Año: 2020

Imágenes en las portadas de los capítulos

Índice: *Gyrinus* sp. Geoffroy, 1762. *Dedicado a mi compañera de determinaciones de coleópteros, Pau*

1- Introducción: *Biomphalaria* sp. Preston 1910

2- Área de estudio: *Simulium* sp. Latreille, 1802

3- Materiales y método: *Rhionaeschna* sp. Förster, 1909. *Dedicado a Alberto y su amor por los odonatos*

4- Resultados: Análisis individuales: *Caenis* sp. Stephens, 1835

5- Resultados: Análisis triples: Empididae sp. Latreille, 1804. *Dedicado a quién me enseñó sobre sus determinaciones, Raúl*

6- Hábitat Templet para la Ecorregión Pampa: *Yacana* sp. Rodriguez *et al.*, 2017

7- Conclusiones finales y perspectivas *Chaetogaster* sp. Von Baer, 1827

8- Anexos: *Rheotanytarsus* sp. Thienemann & Bause, 1913. *A la persona que con paciencia y cariño me enseñó sobre su clasificación y determinación, Analía*

9- Bibliografía: *Oxyethira* sp. Eaton, 1873

Agradecimientos

Ante todo, quiero agradecer a mi familia. Ella *fue* y *es* mi sostén desde el día en que decidí estudiar Biología, ¡y más aún, cuando decidí dedicarme a la investigación! Una carrera que implica mucha dedicación, esfuerzo, tenacidad y convicción. Elección que me genera felicidad haber tomado, incluso con sus altibajos: desde plena felicidad y regocijo hasta momentos de estrés y sufrimiento.

Segundo, quiero agradecer son a mis compañeros de laboratorio de los que tanto aprendí, con agradecimientos especiales a Pau, Caro y Kari, mi otra parte del sostén fuera de mi hogar durante los últimos años. A ellas, un inmenso GRACIAS, GRACIAS, GRACIAS y a Bian con quién nos acompañamos y formamos una estrecha amistad durante los primeros años. A *Fernando Spaccesi* (Pacha) y nuestras charlas de “¿por qué?”. Y a *Analía Paggi* (Ana) por su cariño y paciencia para explicarme y enseñarme sobre quironómidos, ejemplo de gran mujer.

Tercero, a los investigadores del instituto que me enseñaron a determinar grupos de organismos: a *Mariano Donato* y *Augusto Siri* con algunas identificaciones una vez que Analía se jubiló y *Raúl Campos* con el resto de los dípteros. Por el lado del soporte estadístico (más allá de los rasgos) a: *Paula Altieri* (Pau), *Joaquín Cochero*, *Karine Delevati Colpo* (Kari), *Carolina Ocón* (Caro) y *Natalia Marrochi*. Con los análisis de nutrientes y oxígeno disuelto: a *Jorge Donadelli*. Con la parte más linda y cansadora de la tesis, es decir, con las campañas maratónicas pero hermosas a las sierras y también a los alrededores de La Plata: a *Roberto Jensen* (Palito) y *Bianca Cortese* (Bian).

A *Sylvian Dolédec* que me brindó de manera desinteresada su ayuda desde Francia enseñándome sobre programación.

A Car (Carlita o María Antonieta), Carlitos, Sabri, Diego, Pao, Nico, Manu, Car, Ale y Juli. Gente hermosa que fue apareciendo en mi camino, para hacerlo más bello...ameno, para aprender juntos, para reír, para compartir y crecer.

Al jurado de la tesis: Tagliaferro Marina, Nieto Carolina y Damborenea M. Cristina por sus valiosas correcciones y comentarios que me ayudaron a mejorar la versión final de esta tesis llevada a cabo durante todos estos años.

Por último, pero no menos importante, quiero agradecer a mis directores: ¡Muchísimas gracias Alberto por estar respondiendo los sábados y domingos! y haberme enseñado mucho más que la determinación de los organismos. ¡Me llevo mucho!

No quiero dejar de destacar la importancia de la educación pública y de calidad de mi país. Toda la vida me brindó la posibilidad de educarme de manera gratuita, desde el jardín hasta la universidad, y hoy en día orgullosa de pertenecer a la Universidad Nacional de Entre Ríos (UNER), estoy devolviendo parte de lo brindado por mi país. También debo nombrar al instituto del que fui parte durante 5 años, el ILPLA, se convirtió en mi segunda casa y me permitió estar hoy acá.

Resumen

Uno de los objetivos principales de la ecología fluvial es sintetizar la información ecológica para poder predecir cómo los taxa responden a los cambios ambientales antropogénicos o naturales. Estos ecosistemas fluviales se encuentran dentro de los que contienen la mayor biodiversidad planetaria, pero también forman parte de los ambientes con mayores riesgos y peligros de extinción debido al aumento en su uso para el desarrollo socioeconómico moderno. La provincia de Buenos Aires presenta la mayor concentración demográfica e industrial del país que junto con la producción agroganadera y el uso más intenso de agroquímicos, ha puesto en jaque a numerosos arroyos pampeanos.

Tanto los cambios espaciales como temporales de los hábitats ocurren a diferentes escalas y otorgan a los organismos un mosaico cambiante de condiciones bióticas y abióticas, las que juegan un papel importante en su organización. Las interacciones de los organismos con las propiedades fluctuantes del entorno se llevan a cabo a través de sus características morfológicas, fisiológicas, de comportamiento o uso del hábitat, las que formarán una estrategia determinada de la cual dependerá la prevalencia o no de los mismos en ese hábitat. Debido a su diversidad de formas y hábitos, los ensamblajes de macroinvertebrados bentónicos son buenos candidatos para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos ya que tienen el potencial de responder de muchas maneras al estrés ambiental.

Las características mencionadas anteriormente forman parte de los rasgos funcionales, es decir, atributos del organismo referente a su biología, fisiología y ecología (rasgos biológicos y ecológicos), que repercuten en el crecimiento, la reproducción y la supervivencia a nivel individual. Un rasgo puede mostrar diferentes expresiones o atributos, y estos pueden ser expresados en categorías o rangos. La teoría del *River Habitat Templet* (RHT) predice que las fuentes de hábitats de los arroyos determinan la composición y diversidad de las comunidades bióticas en una red de variabilidad espaciotemporal. Entonces, desde ese concepto se podría potencialmente hacer predicciones cuantitativas de la representación de los grupos funcionales de organismos. Por grupos funcionales, se entiende a una combinación específica

de atributos que define un tipo funcional (p.ej., grupos de taxa que comparten adaptaciones con una función específica). La identificación y evaluación de estos tipos funcionales es importante para describir los mecanismos bajo los cuales la comunidad responde a diferentes factores ambientales.

El objetivo general del presente trabajo de tesis es proponer, por primera vez para la Ecorregión Pampa, un modelo gráfico que sintetice la variabilidad encontrada de acuerdo con la teoría del RHT para rasgos biológicos y ecológicos de macroinvertebrados, evaluando su uso como una herramienta potencial de biomonitoreo en los ambientes fluviales pampeanos. De forma complementaria se aplicaron índices biológicos tradicionales y de diversidad funcional.

Para su cumplimiento se seleccionaron los usos del suelo periurbano, industrial, agroganadero y de reserva pertenecientes a dos complejos de la Ecorregión Pampa. En el complejo de la pampa ondulada se muestrearon los arroyos El Destino, Juan Blanco, El Pescado, Cajaravilla, Pérez, Del Gato y Chubichamini; en el complejo de las sierras bonaerenses los arroyos Tandileofú, San Gabriel, La Cascada y su arroyo (del Sistema Tandilia), Atravesado, Sauce Chico, Ventana, Napostá Grande y río Sauce Grande (del Sistema Ventania). Se tomaron muestras del hábitat templet físico- químico y biológico (es decir, macroinvertebrados) de estos sistemas fluviales entre los años 2015 y 2017 durante dos estaciones climáticas contrastantes.

Para estructurar la información biológica se documentaron las características relacionadas con el ciclo de vida (p.ej. "tamaño máximo"), la resistencia o resiliencia (p.ej. "formas de resistencia"), rasgos de sus historias de vida (p.ej. "locomoción"), rasgos fisiológicos generales (p.ej. "respiración") y aspectos del comportamiento de la reproducción o nutrición de los taxa (p.ej. "reproducción", "alimento", "hábitos alimentarios"). Para la información ecológica, se registraron las variables que reflejaban diferentes características espaciales del hábitat utilizado por los organismos (p.ej. "altitud absoluta"), y se codificaron las preferencias por los microhábitats (p.ej. "tipo de sustrato", "velocidad de la corriente", "temperatura"), y también el "estado trófico" del agua en el que cada taxón vive.

Tanto los rasgos biológicos como ecológicos fueron sometidos a un proceso de "fuzzyficación" que consiste en colocar valores entre 0 y 3 para "traducir" el conocimiento

disponible sobre los rasgos de los organismos a valores numéricos. Se indica con valor 0: cuando no hay afinidad de un taxón a una categoría dada o no hay información documentada, 1: ante una afinidad débil a esa categoría de rasgo o se menciona en la literatura, 2: cuando se distingue una afinidad sustancial a esa categoría de rasgos y 3: en los casos que se advierte una afinidad alta a esa categoría de rasgos. Se coloca "0" ante la falta de información de un determinado taxón para asegurar que los análisis multivariados promediarán con los demás taxa ese perfil para la variable correspondiente.

Se realizó un Análisis de Correspondencia Difuso (FCA) para analizar de manera preliminar la tabla de rasgos biológicos y la de ecológicos de los taxa. Se utilizó el análisis RLQ, una técnica de ordenación, que vincula tres tablas: la ambiental (R) con la tabla de rasgos (Q) a través de la tabla de abundancia (L) para investigar la relación entre las características del hábitat y los rasgos. El método de la cuarta esquina fue utilizado para evaluar la significancia estadística de la asociación entre las categorías de rasgos individuales y los gradientes ambientales sobre las bases de las puntuaciones de RLQ. Luego se combinaron los métodos para probar la hipótesis nula donde al menos una tabla (R o Q) no esté vinculada a L contra la hipótesis alternativa de que tanto los rasgos como el entorno, influyan en la distribución de especies (es decir, los enlaces LQ y RL sean significativos).

La posición de los 19 grupos taxonómicos (generalmente órdenes) en los vectores del análisis FCA de los rasgos biológicos indicó la separación en seis grupos según las diferencias o similitudes en su biología indicando una relativa homogeneidad en los rasgos biológicos para un determinado grupo. En tanto, el análisis de rasgos ecológicos demostró la separación según su "utilización" del hábitat a diferentes escalas espaciales donde las variables se encuentran formando gradientes entre taxa reófilos y taxa que tienen mayor afinidad por los hábitats potámicos.

En los análisis de RLQ para rasgos biológicos y ecológicos se obtuvo un eje ambiental principal que explicó la distribución de las especies y sus características distintivas. Este eje incluyó variables de presión antropogénica (p.ej.: fosfatos y amonio relacionados al uso agroganadero y urbano) y variabilidad natural (p.ej.: altitud, temperatura y materia orgánica,

relacionados con el clima y la geología) que están fuertemente interrelacionadas en el área de estudio, con un claro componente espacial.

Los rasgos pueden mejorar la comprensión mecánica de las relaciones causa-efecto mediante la integración de la teoría ecológica (en este caso, el concepto RHT) en el biomonitoreo, por lo tanto, indican los factores estresantes responsables del deterioro biológico. En esta tesis se halló que diferentes rasgos biológicos y ecológicos pueden indicar diferentes intensidades de impacto humano a través de un claro cambio en las combinaciones de rasgos. Los rasgos biológicos asociados a los usos periurbanos en la **pampa ondulada** fueron: formas de resistencia como huevos-gémulas o estatoblastos, muy tolerantes a la contaminación, tamaño mayor a 20mm; organismos con modalidades de rasgos ecológicos que incluían tolerancias a: DBO5 superiores a 10mg/l, oxígeno disuelto inferior a 4 mg/l y pH entre 6.5 y 7. En los usos agroganaderos del complejo mencionado: tamaños máximos entre 10-15 mm, excavadores epibentónicos, muy tolerantes a la contaminación y ovovivíparos; en cuanto a los ecológicos, los organismos para sobrevivir en estos ambientes deben tener las mayores tolerancias a los sólidos en suspensión, a los ambientes eutrofizados y asociados a la vegetación flotante. Los potenciales rasgos funcionales que caracterizan los sitios de las **sierras bonaerenses** donde se practica agricultura y ganadería son: alimentación de detritos gruesos y respiración tegumentaria junto con organismos que toleran aguas más frías y de velocidades moderadas. En estos ambientes los efectos combinados de la geología, la altitud y el clima complejizaron la selección de rasgos correspondientes a los impactos ambientales antrópicos de las serranías.

Dentro de este marco teórico, la variación climática natural se propuso como un **eje de perturbación** (impulsado por los procesos hidrológicos intensos típicos de los sistemas lóticos serranos), mientras que la presión antropogénica (principalmente agricultura intensiva) y los sedimentos finos, una consecuencia natural de la geología potenciada por el uso del suelo, fue propuesto como un **eje de adversidad**. En base a las variaciones de los rasgos bio-ecológicos a lo largo de los ejes de este templet, los organismos se dispusieron en función del concepto de selección r, K y A. El escenario ecológico-evolutivo en el que los macroinvertebrados lóticos han evolucionado y por el cual se organizan sus comunidades, está estrechamente relacionado con la perturbación, la severidad ambiental y la presión antrópica.

Abstract

One of the main goals of stream ecology is to synthesize ecological information in order to predict how taxa respond to anthropogenic or natural environmental changes. These stream ecosystems are among the ones containing most of the planetary biodiversity but, also, they are part of the environments at greatest risk and extinction danger due to the rise in their use for socioeconomic modern development. The Province of Buenos Aires contains the highest demographic and industrial concentrations in the country, which, together with agricultural livestock production and the most intense use of agrochemicals, has numerous pampas streams in check.

Both spatial and temporal changes in habitats occur on different scales, providing organism with a shifting mosaic of biotic and abiotic conditions that play a major role in their organization. Organisms interactions with the fluctuating environmental properties are carried through their morphological, physiological and behavioral characteristics or through habitat use, which will design a determined strategy on which their prevalence on said habitat will depend upon. Due to their diversity of forms and habits, benthic macroinvertebrate assemblages are good candidates to evaluate the aquatic ecosystems' quality, since they have the potential to respond in many ways to environmental stress.

The above-mentioned characteristics are part of the functional traits, that is to say, they are part of the organism attributes referring to its biology, physiology and ecology (biological and ecological traits), which impact on individual growth, reproduction and survival. A trait may show different expressions or attributes, which can be expressed in categories or numbers. The theory of *River Habitat Templet* (RHT) predicts that the habitat sources of streams determine the composition and diversity of biotic communities in a framework of spatial-temporal variability. So, based on said concept, it could be potentially possible to make quantitative predictions about the representation of functional groups of organisms. Functional groups refer to a specific combination of attributes which defines a functional type (for example, taxa groups sharing adaptations with a specific function). Identification and

evaluation of these functional types is important to describe the mechanisms through which the community responds to the different environmental factors.

The general aim of this thesis work is to propose, for the first time in the Pampa Ecoregion, a graphic model that synthesizes the variability found according to the RHT theory for biological and ecological traits of macroinvertebrates, evaluating its use as a potential bio-monitoring tool in the Pampa stream environments. In a complimentary manner, traditional biological indexes and indexes of functional diversity were applied.

For its fulfillment, the uses of the peri-urban, industrial, agro-livestock and reserve (from two complexes of the Pampa Ecoregion) floors were selected. In the complex of the undulating Pampa, the streams El Destino, Juan Blanco, El Pescado, Cajaravilla, Pérez, Del Gato and Chubichaminí were sampled. In the complex of the mountains of Buenos Aires, the streams Tandileofú, San Gabriel, La Cascada and its stream (of the Tandilia System), Atravesado, Sauce Chico, Ventana, Napostá Grande and Sauce Grande river (of the Ventania System) were also sampled. Samples were taken from the physical-chemical and biological habitat templet (that is to say, macroinvertebrates) of these stream systems between the years 2015 and 2017, during two contrasting climate seasons.

To structure the biological information, taxa's characteristics related to the life cycle (e.g. "maximum size"), resistance or resilience (e.g. "forms of resistance"), life history traits, (e.g. "locomotion"), general physiological traits (e.g. "breathing") and behavioral aspects of reproduction or nutrition (e.g. "reproduction", "food", "eating habits",) were documented. For the ecological information, variables reflecting different spatial characteristics of the habitat used by the organisms (e.g. "absolute altitude") were registered and the preferences of the microhabitats (e.g. "substrate type", "flow speed", "temperature") and the "trophic status" of the water in which each taxon lives were codified.

Biological and ecological traits were both submitted to a procedure of fuzzy coding [*fuzzyficación* in Spanish] that consist on assign a score between 0 and 3 to "translate" the available knowledge about species traits of organisms into numerical values. A value of 0 indicates: that there is no affinity between a taxon and a given category or that there is no documented information; a value of 1 is assigned when there is a weak affinity with said

category of trait or when it is mentioned in literature; a value of 2 is assigned when a substantial affinity to said traits category can be distinguished; and a value of 3 is assigned in the cases in which an high level of affinity can be observed in said category of traits; 0 is assigned when there is no information about a determined taxon in order to assure that the multivariate analysis will average said profile with the rest of the taxa for the corresponding variable.

A Fuzzy Correspondence Analysis (FCA) was applied to preliminary analyze the biological and ecological table traits with taxa. RLQ analysis was used; it is an ordination technique, which links an environmental table (R) with the traits table (Q) through an abundance table (L) to investigate the relationship between habitat characteristics and traits. The fourth corner method was used to evaluate the statistical significance of the association between the categories of individual traits and the environmental gradients based on the RLQ punctuations. Then, the methods to test the null hypothesis were combined. These two methods allow testing the null hypothesis in which at least one table (R or Q) is not linked to L against the alternative hypothesis that both traits and environment influence species distributions (i.e. the links LQ and RL are significant).

The position of the 19 taxonomic groups (generally orders) in the vectors of the FCA analysis of the biological traits indicated the separation into six groups depending on the differences or similarities in their biology, indicating a relative homogeneity in the biological traits for a certain group. Meanwhile, the analysis of ecological traits showed the separation according to their "habitat" utilization, at different spatial scales, where the variables are forming gradients between rheophilic taxa and taxa that have greater affinity for the potamon habitats.

In the RLQ analysis for both biological and ecological traits, a main environmental axis was obtained which explained the distribution of species and their distinctive features. This axis included variables of anthropogenic pressure (e.g. phosphates and ammonium related to agricultural, livestock and urban use) and natural variability (e.g. altitude, temperature and organic matter related to climate and geology) that are strongly interrelated in the study area, with a clear spatial component.

Traits can improve mechanical comprehension of the relations cause-effect through the integration of the ecological theory (in this case, the RHT concept) in the bio-monitoring, thus, they indicate the stressful factors responsible of the biological deterioration. In this thesis it was found that different biological and ecological traits can identify different intensities of human impact through a clear shift in the combinations of traits. The biological traits associated to the *peri-urban uses* in the **undulating Pampa** were: resistance forms like eggs-gemmules or statoblasts, very tolerant to pollution, size larger than 20mm; organisms with ecological traits modalities which included tolerance to: DBO₅ higher than 10ml/l, dissolved oxygen lower than 4 mg/l and pH between 6.5 and 7. On the *agricultural and livestock uses* of the mentioned complex: maximum sizes between 10-15 mm, epibenthic burrower, very tolerant to pollution and ovoviviparous; regarding the ecological, in order for organisms to survive in these environments, they must have the highest tolerances to solids in suspension, to eutrophic environments and associated to floating plants. The potential functional traits which characterize the sites of **Buenos Aires mountains** where *agriculture and livestock* are practiced are: coarse detritus feeding and tegument respiration together with organism which are tolerant to colder waters and moderate velocities. In these environments the combined effects of geology, altitude and climate made the selection of traits corresponding to anthropogenic environmental impact on the mountains more complex.

Within this theoretical framework, natural climatic variation was proposed as a **disturbance axis** (driven by the intense hydrological processes, typical of mountain lotic systems), while anthropogenic pressure (mainly driven by intensive agriculture) and fine sediments, a natural consequence of geology strengthened by land use, was proposed as an **adversity axis**. Based on the variations of bio-ecological traits along the axes of this *templet*, the organisms are in agreement with the concept of *r*, *K* and *A* selection. The ecological-evolutive scenario in which stream macroinvertebrates have evolved and by which their communities are organized, is closely linked to disturbance, environmental harshness and anthropogenic pressure.

Índice

Agradecimientos	II
Resumen	IV
Abstract	VIII
1. Introducción	1
1.1 Objetivos e hipótesis	13
1.1.1 Objetivos generales	14
1.1.2 Objetivos específicos	14
1.1.3 Hipótesis	15
2. Área de estudio	17
2.1 Complejo de Pampa Ondulada	19
2.2 Complejo de Sierras Bonaerenses	23
2.3 Elección de los sitios de muestreo	27
3. Materiales y Métodos	45
3.1 Recolección de datos fisicoquímicos	46
3.2 Muestreo de macroinvertebrados	48
3.3 Rasgos biológicos y ecológicos	50
3.3.1 Obtención de la información	51
3.3.2 Rasgos de los taxa	52
3.3.2.1 Tabla de rasgos biológicos (Tabla 3.2)	53
3.3.2.2 Tabla de rasgos ecológicos (Tabla 3.3)	59
3.3.3 Tabulación de los rasgos ecológicos	62
3.4 Confección de las tablas	63
3.5 Análisis de datos	64
3.5.1 Datos Ambientales.....	64
3.5.2 Datos Faunísticos.....	65
3.5.3 Datos de Rasgos	68
3.5.4 Codificación de la información	70
3.6 Herramienta de biomonitoreo y modelo de <i>Hábitat Templet</i>	73
4. Resultados: Análisis individuales	74

4.1 Datos Ambientales	75
4.1.1 Análisis de componentes principales: PCA	78
4.2 Datos Faunísticos	81
4.2.1 Riqueza, densidad, dominancia e índices biológicos	82
4.2.2 Análisis de similitud y porcentaje de similitud: ANOSIM y SIMPER	93
4.2.3 Análisis de correspondencia: CA	95
4.3 Discusión	97
4.4 Conclusiones	108
4.5 Análisis de componentes principales difusos: FPCA	109
4.6 Análisis de correspondencia difuso: FCA	111
4.6.1 FCA: tabla de rasgos biológicos	111
4.6.2 FCA: tabla de rasgos ecológicos	115
4.7 Discusión	118
4.8 Conclusiones	119
5. Resultados: Análisis triples.....	121
5.1 Descripción del método RLQ	122
5.1.1 ¿Qué indican los gráficos de salida del análisis RLQ? ¿Cómo se leen?	123
5.2 Descripción del método de la cuarta esquina	124
5.3 Resultados: Rasgos Biológicos (RLQ)	126
5.3.1 Análisis RLQ	126
5.3.2 Método de la cuarta esquina	136
5.3.3 Combinación de los dos enfoques	136
5.3.4 Discusión y conclusiones.....	138
5.4 Resultados: Rasgos Ecológicos (RLQ')	144
5.4.1 Análisis RLQ'	144
5.4.2 Método de la cuarta esquina	151
5.4.3 Combinación de los dos enfoques	151
5.4.4 Discusión y conclusiones.....	153
5.5 Uso de rasgos como herramienta para monitoreos ambientales	156
6. Habitat Templet para la Ecorregión Pampa	159
6.1 Tipos de selecciones (<i>r-K-A</i>)	161
6.2 <i>Habitat Templet</i> de Southwood (1977) y Greenslade (1983)	162
6.3 <i>Habitat Templet</i> para la Ecorregión Pampa	163
7. Conclusiones finales y perspectivas.....	166
7.1 Conclusiones finales.....	167
7.2 Perspectivas.....	170

8. Anexos172

 Anexo 1 173

 Anexo 2..... 176

 Anexo 3..... 180

 Anexo 4..... 183

 Anexo 5..... 185

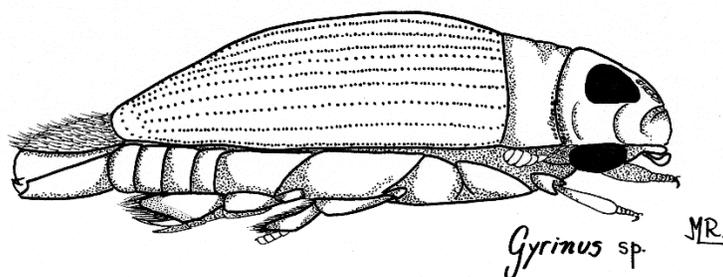
 Anexo 6 187

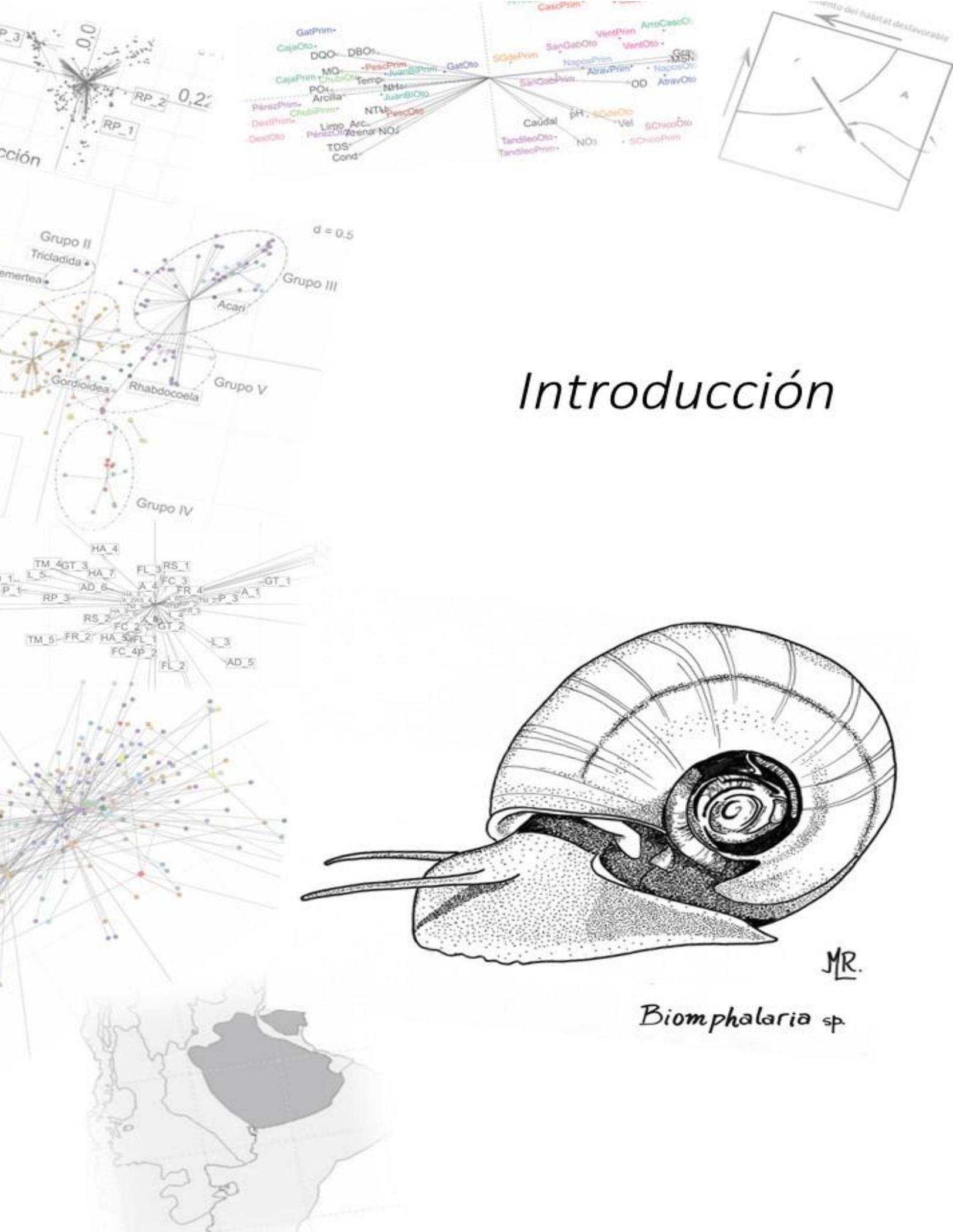
 Anexo 7 190

 Anexo 8 191

 Anexo 9..... 192

9. Bibliografía 195





Introducción

JR.

Biomphalaria sp.

1. Introducción

Un objetivo fundamental de la ecología fluvial es recopilar información ecológica de arroyos y ríos naturales en todo el mundo, y de dicha información predecir cómo las poblaciones y las comunidades pueden responder a los cambios ambientales (Power *et al.*, 1988).

El creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales y estudiar sus cambios en el tiempo, ha estimulado en las últimas décadas el desarrollo de criterios biológicos que permitan estimar el efecto de las intervenciones humanas en ellos (Norris & Hawkins, 2000). El estudio biológico de los ambientes lóticos es una de las herramientas más importantes para la evaluación de la calidad del agua (Resh *et al.*, 1994; Karr, 1999; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a-b).

Los ecosistemas de agua dulce son *hotspot*¹ para la biodiversidad y, al mismo tiempo, bien pueden ser los ecosistemas más afectados y en peligro de extinción en el mundo (Strayer & Dudgeon, 2010; Reid *et al.*, 2019). Durante décadas, los ríos y arroyos se han utilizado para el transporte, la recreación, la pesca y el suministro industrial y de agua potable. Se cree que experimentan tasas de extinción de especies más altas que los sistemas marinos o terrestres (Collen *et al.*, 2014; McLellan *et al.*, 2014). Según WWF (2016, 2018), el índice de poblaciones de especies de agua dulce se redujo más abruptamente que el índice de poblaciones marinas o terrestres, siendo éste del 83% en el año 2014.

Macroinvertebrados

Dentro de los indicadores biológicos más utilizados en la evaluación de los ecosistemas fluviales del mundo, destacan los macroinvertebrados bentónicos (organismos > 500 μm), debido a que presentan ventajas respecto a otros componentes de la biota acuática (Figueroa *et al.*, 2003; Ruaro *et al.*, 2016). Estos se han utilizado para evaluar los efectos de diversos factores de estrés antropogénicos en todos los niveles de organización biológica, desde el nivel molecular hasta el ecosistema (Rosenberg & Resh, 1993). Los macroinvertebrados bénticos contribuyen tanto a la

¹ Anglicismo utilizado con frecuencia en el idioma español, su traducción aceptada es “punto caliente de biodiversidad”.

biodiversidad como a las funciones importantes del ecosistema, incluido el procesamiento de residuos y la transferencia de energía (Heino *et al.*, 2004).

El estudio de los macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores de calidad de agua, permite estimar si han sido afectados por cambios físicos o químicos de su hábitat, pero no indica directamente cual es la causa específica que los afecta, que debe ser estimado mediante su asociación con información del hábitat físico (por ejemplo, substrato de fondo, velocidad de la corriente, profundidad) y a potenciales fuentes de estrés (como ser los contaminantes acuáticos) (Bis *et al.*, 2000).

Entre las ventajas de estudiar estos organismos, Rosenberg & Resh (1993) destacan: (a) presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales, lo cual posibilita realizar estudios comparativos; (b) su naturaleza sedentaria, la que permite un análisis espacial de los efectos de las perturbaciones en el ambiente; (c) los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras, los que pueden ser realizados con equipos simples y de bajo costo, (d) la disponibilidad de métodos e índices para el análisis de datos, los que han sido validados en diferentes ríos del mundo, (e) la disponibilidad de la taxonomía de muchos grupos y sus claves, (f) la extensión de sus ciclos de vida, la que permite evaluaciones de impactos temporales, y (g) existencia de bases de datos bien establecidas de rasgos. Muchas de estas características también se encuentran fundamentadas por Cairns & Pratt, 1993; Dolédec *et al.*, 1999; Rodrigues Capítulo, 1999 y Gómez & Rodrigues Capítulo, 2001; Collier, 2008; Carter *et al.*, 2017; entre otros.

Con el objetivo de realizar evaluaciones y monitoreos de los diferentes cuerpos de agua se han llevado a cabo diferentes estrategias de evaluación de los factores bióticos y abióticos que hacen al hábitat donde se encuentran los ensamblajes² de macroinvertebrados. En esta tesis nos ubicaremos fundamentalmente bajo la teoría del *River Habitat Templet*³ para evaluar los rasgos

² Según Ramírez & Gutiérrez-Fonseca (2016) el término *ensamblaje* hace referencia a la información sobre cómo están estructurados los miembros del conjunto estudiado dentro de una comunidad. Mientras que el término *ensamble* se corresponde a un grupo filogenéticamente relacionado que explota un recurso similar dentro de una comunidad (Fauth *et al.*, 1996).

³ *Habitat Templet Concept*: Southwood *et al.* (1974) y Southwood (1977) deriva la idea de que el hábitat es la planilla contra la cual las presiones evolutivas moldean la estrategia ecológica de una especie. La traducción al castellano no se encuentra consensuada hasta la fecha. La propuesta para el mismo correspondería a "Concepto del Hábitat como Templete" o "Concepto del Hábitat como Molde". La RAE define al templete como un armazón pequeño, en forma de templo, que sirve para cobijar una imagen, o forma parte de un mueble o alhaja, mientras

biológicos y ecológicos de los ensamblajes de macroinvertebrados en ambientes lóticos con diferentes usos del suelo en dos complejos de la Ecorregión Pampa. De forma complementaria se estimarán índices biológicos tradicionales y de diversidad funcional. Los conceptos principales se desarrollarán en los siguientes apartados.

Teoría del *River Habitat Templet* (RHT) y rasgos

Los hábitats *templets* son modelos gráficos introducidos por Southwood en 1977 para sintetizar el estudio de las características de la historia de vida y las estrategias de vida de los organismos (Korfiatis & Stamou, 1999). Aun así, la historia de este concepto comenzó a forjarse a fines del siglo XIX y continuó luego de Southwood como veremos en la tabla 1.1 donde se resume el desarrollo de este, y seguido profundizaremos en los conceptos más relevantes.

Tabla 1.1: Resumen del desarrollo de los conceptos que engloban la Teoría del *River Habitat Templet* y los rasgos. Modificado de Statzner & Bêche (2010).

Año	Autores	Concepto desarrollado
1887	Forbes	"El lago como un microcosmos", señaló que las perturbaciones de inundación de los lagos fluviales cambiaron los rasgos de sus comunidades.
1918	Thienemann	"Concepto de filtro de hábitat", formuló una "ley" para las respuestas de rasgos a los estresores. Para él, el hábitat actuó como un filtro de rasgos y el aumento del estrés (= disminución del tamaño de la malla del filtro) da como resultado una similitud creciente (es decir, una diversidad decreciente) de rasgos de las comunidades de invertebrados (Fig. 1.1).
1957	Hutchinson	"Concepto de Nicho", lo define como la suma de todas las variables ambientales que actúan sobre un organismo; es definido como un hipervolumen de la región del espacio n -dimensional de los factores que actúan sobre una especie. Siguiendo una jerarquía, el nicho es la última unidad de distribución.
1967	MacArthur & Wilson	"Concepto r-K", relacionaron patrones de rasgos de historia de vida con factores estresantes tales como tamaño de hábitat pequeño o uniformidad de hábitat espacial.
1977	Southwood	"Concepto del Hábitat Templet", por fusión de lo descrito previamente. Simplificó el <i>templet</i> a dos dimensiones básicas: la variabilidad espacial y temporal de los

que la definición de molde corresponde a un instrumento que sirve para estampar o para dar forma o cuerpo a algo. Hasta tanto se resuelva la discusión se mantiene en esta tesis la versión en inglés del concepto (Reynaga, 2010).

hábitats. Para él, la variabilidad espacial indicaba la estabilidad duracional de los hábitats (es decir, la relación entre la duración de la idoneidad del hábitat y la del tiempo de generación), mientras que la variabilidad temporal indicaba la disponibilidad y constancia de los recursos (Fig. 1.1).

- 1986 Frissell *et al.* “Estructura jerárquica de los ecosistemas fluviales”, brindó el marco para un sistema de clasificación jerárquica, que implica una visión organizada de la variación espacial y temporal entre y dentro de los sistemas de flujo. Enfatiza la relación de una corriente con su cuenca.
- 1988 Minshall Relacionó las estrategias (r, K, A) con los gradientes en la previsibilidad del flujo y el cambio en las aguas corrientes (se desarrolla en el capítulo 6).
- 1994 Townsend & Hildrew Relacionaron rasgos individuales con gradientes en la heterogeneidad del hábitat espaciotemporal, suponiendo que estas dimensiones indican la frecuencia de perturbación (temporal) y la provisión de refugios (espaciales) de amortiguación contra la perturbación (Fig. 1.1).
- 1997 Poff “Selección en forma jerárquica”, se enfocó en la función de los filtros de rasgos a través de escalas jerárquicas, enfatizando la acción mecanicista de una multitud de restricciones ambientales (Fig. 1.2). Así, los atributos esperados en una comunidad local (su diversidad u organización funcional) pueden ser predichos a diferentes escalas de resolución espacial de los hábitats lóticos.

Como puede verse en la tabla anterior, desde principios del siglo pasado, ya se sabía que: (i) el estrés cambia los patrones de rasgos biológicos en las comunidades; (ii) varios rasgos responden de manera más o menos independiente a un factor estresante determinado; y (iii) diferentes factores estresantes afectan diferentes rasgos (Statzner & Bêche, 2010).

Southwood *et al.* (1974) y Southwood (1977) nuclearon el desarrollo de su hipótesis en que las especies están influenciadas por el entorno en el que viven. El expuso que las múltiples estrategias de los organismos para sobrevivir surgieron desde un proceso donde la evolución forja estrategias y características de historia de vida según una relación costo-beneficio. También afirmó que la heterogeneidad del hábitat se puede considerar desde dos escalas: la espacial y la temporal.

Townsend & Hildrew (1994) continuaron con el desarrollo del concepto, y profundizaron en la definición de los dos ejes: en el primer eje, la heterogeneidad temporal contempla que las frecuencias y magnitudes de las variables ambientales se relacionan de forma definida con cualquier grupo particular de organismos. En el otro eje está la heterogeneidad espacial del

hábitat fisicoquímico y cómo esas variaciones pueden mejorar o modificar la influencia de los disturbios a través de la provisión de refugios donde los organismos puedan sobrevivir. Ellos predicen que las poblaciones de hábitats con más heterogeneidad espacial van a ser menos debilitadas o quebrantadas por las variaciones temporales de una determinada magnitud (Fig. 1.1). Los principales disturbios en ambientes lóticos corresponden a los cambios de caudal, salinidad o contaminación orgánica (Statzner & Bêche 2010).

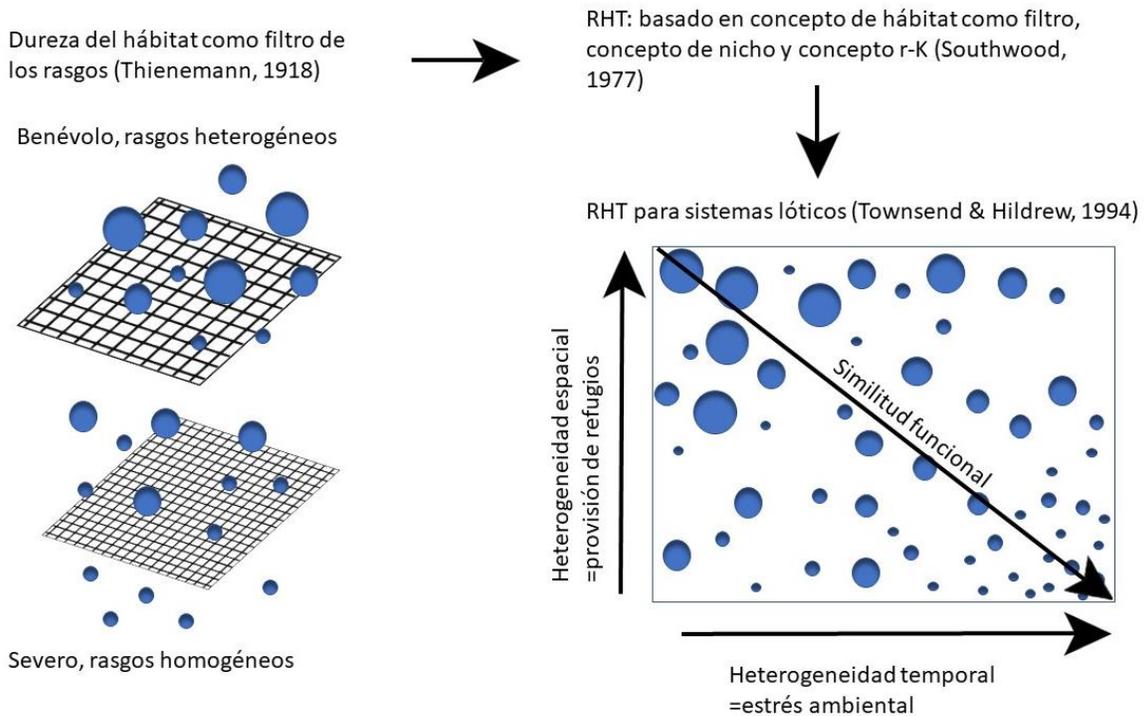


Fig. 1.1: Tres ideas fundamentales de la ecología teórica que iniciaron el uso de rasgos biológicos en las evaluaciones de los efectos de los estresores causados por el hombre en los ecosistemas fluviales. El aumento en el estrés ambiental resulta en un incremento de la similitud funcional de los rasgos (círculos) de la comunidad de invertebrados. Modificado de Statzner & Bêche (2010) y Reynaga (2010).

Tal como Frissell *et al.* (1986) tuvieron en cuenta las dimensiones espaciotemporales del hábitat para explicar las organizaciones ecológicas de las comunidades basándose en el marco conceptual desarrollado por Southwood (1977), Poff (1997) identificó que diferentes filtros anidados en los sistemas lóticos actúan en cuatro niveles relevantes de hábitats que pueden influir en la distribución y abundancia de las especies permitiendo que solamente algunos rasgos

persistan, por lo que, establece que las especies que coexisten son más similares entre ellas de lo que se esperaría por el azar (Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007) e independientemente de sus relaciones filogenéticas (Townsend & Hildrew, 1994). Los niveles considerados representan los filtros reconocibles desde una escala mayor, a nivel de cuenca, hasta niveles menores como unidad de canal o microhábitat (Fig. 1.2). Algunos de estos filtros se encuentran asociados a una escala de hábitat, por ejemplo, el tipo de sustrato actúa sólo a nivel de microhábitat. Frissell *et al.* (1986) argumentaron que la estructura y la dinámica del hábitat del arroyo están determinadas por la cuenca circundante, es decir, que los sistemas de menor escala se desarrollan dentro de las limitaciones establecidas por los sistemas de mayor escala de los que forman parte. Por ejemplo: el tamaño de partícula de los microhábitats depende de la geología, el clima, la vegetación y el uso del suelo de la cuenca de drenaje.

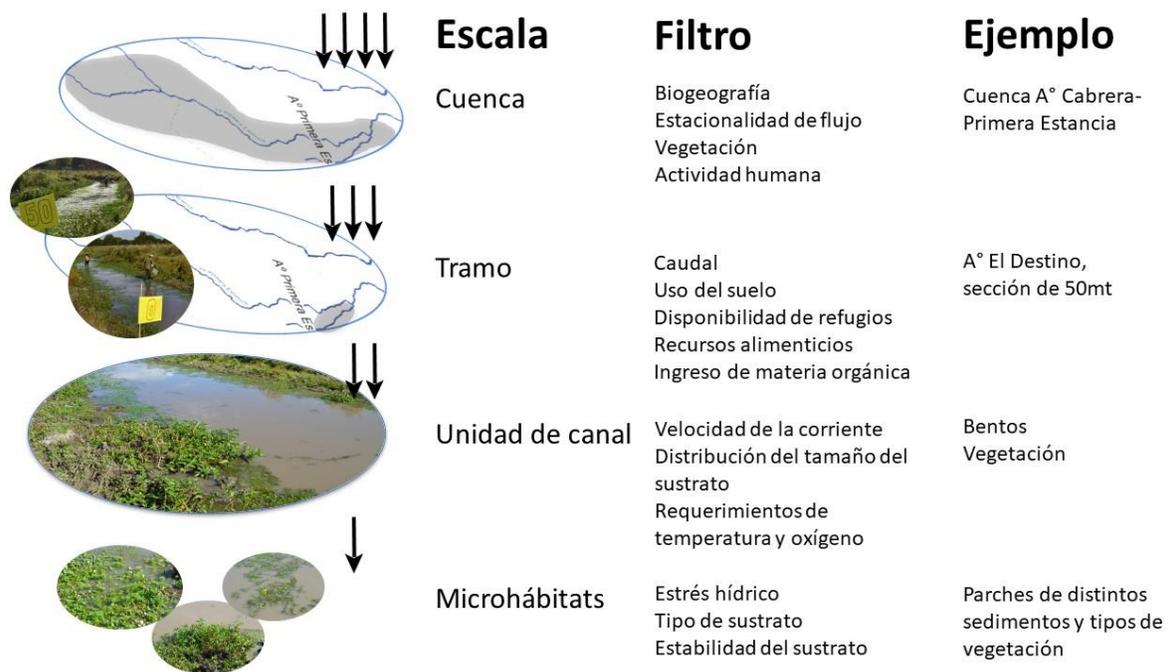


Fig. 1.2: Definición de filtros ambientales a diferentes escalas de hábitat. Modificado de Poff (1997) y Reynaga (2010). Las flechas representan a aquellos taxa con la combinación de adaptaciones que superaron el filtro ambiental de la escala correspondiente.

Un rasgo funcional es un atributo del organismo, referente a su biología, fisiología y ecología (rasgos biológicos y ecológicos), que repercute en el crecimiento, la reproducción y la supervivencia a nivel individual (Violle *et al.*, 2007). Estos rasgos presentan un marco integrador que explica como los cambios en sus características, asociados con variaciones ambientales, responden tanto en el rendimiento del individuo en niveles de organización superior como en la comunidad (Pla *et al.*, 2012; Schmera *et al.*, 2016). En palabras de Pilière *et al.* (2016), los rasgos de un organismo definen sus relaciones con el entorno biótico y abiótico.

Un rasgo puede mostrar diferentes expresiones o atributos, y estos atributos pueden ser medidos en varios niveles de resolución y expresados en categorías o rangos (Chevenet *et al.*, 1994; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a-b; Tachet *et al.*, 2002; Tomanova, 2007; Reynaga & Dos Santos, 2012). Como ejemplos de estos atributos pueden mencionarse la respiración, el tamaño, la movilidad; desde el concepto del RHT podría potencialmente hacer predicciones cuantitativas de la representación de los grupos funcionales de organismos. Por grupos funcionales, se entiende a una combinación específica de atributos que define un tipo funcional (por ejemplo, grupos de especies que comparten adaptaciones con una función específica). La identificación y evaluación de estos tipos funcionales es importante para describir los mecanismos bajo los cuales la comunidad responde a diferentes factores ambientales (Reynaga & Dos Santos, 2012).

La teoría del RHT predice que los tipos de hábitats de arroyos determinan la composición y diversidad de las comunidades bióticas en una red de variabilidad espaciotemporal (Townsend & Hildrew, 1994). Se han utilizado varios rasgos funcionales para explorar los vínculos entre los conjuntos de macroinvertebrados bentónicos y su entorno (Fossati *et al.*, 2003), como las respuestas a los factores estresantes. Por lo tanto, los rasgos como el tamaño máximo del cuerpo, la respiración, las especializaciones morfológicas para relacionarse al sustrato y los hábitos de alimentación deberían proporcionar información sobre las condiciones ambientales que estructuran más fuertemente los conjuntos biológicos (Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007).

El núcleo teórico anterior describe una visión del mundo bastante holística, en el sentido de que enfatiza la relación entre el organismo y el medio ambiente, así como las interacciones entre los rasgos de la historia de vida, los parámetros demográficos y la aptitud del organismo (Korfiatis & Stamou, 1999).

Impactos en los ambientes dulceacuícolas

América del Sur es uno de los continentes con la mayor proporción de agua dulce y, en consecuencia, es reconocido por su gran variedad de ambientes acuáticos y la extensión de su biodiversidad (Moyle & Leidy, 1992). Los patrones de la organización no aleatoria de las comunidades biológicas que observamos en cualquier punto dado en el espacio y el tiempo se derivan de factores que operan en una amplia gama de escalas espaciales y temporales, incluidos los determinantes locales (p.ej., condiciones del hábitat, depredación y competencia), factores regionales (p.ej., dispersión, geología y clima) y restricciones históricas (p.ej., glaciación y patrones de uso de la tierra a lo largo del tiempo) (p. ej., Poff, 1997; Harding *et al.*, 1998).

El área ocupada por las pampas argentinas es heterogénea con respecto a la geología, el clima y la extensión del relieve de la superficie terrestre (Cabrera & Willink, 1980). La provincia de Buenos Aires contiene la mayor concentración demográfica e industrial del país, la mayor producción agrícola y ganadera, así como el uso más intenso de agroquímicos, como resultado de la gran expansión de la agricultura en los últimos 150 años (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010). Debido a la intensa actividad humana, muchos ríos y arroyos pampeanos se ven afectados por fuentes puntuales de contaminación de efluentes de alcantarillado y desechos industriales y por la contaminación difusa asociada con el cultivo y la cría de ganado (Salazar *et al.*, 1996; Sala *et al.*, 1998; Gómez & Rodrigues Capítulo, 2001; Iturburu *et al.*, 2019).

Los cambios espaciales y temporales en los hábitats proveen mosaicos cambiantes en las condiciones bióticas y abióticas que juegan un importante rol en la organización de las comunidades de los arroyos (Townsend, 1989). Los factores abióticos, en particular aquellos relacionados con los disturbios (Resh *et al.*, 1988; Townsend *et al.*, 1997-b) y/o la heterogeneidad del hábitat que amortigua dichos disturbios (Scarsbrook & Townsend, 1993), determinan claramente la composición de los ensamblajes de macroinvertebrados. Townsend (1989) definió a la perturbación como cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que elimina organismos y abre espacio u otros recursos que pueden ser utilizados por individuos de la misma o diferente especie; los términos "resistencia" y "resiliencia" fueron los primeros utilizados en ecología de comunidades para describir situaciones en las que los ensamblajes persistieron sin cambios (resistencia) a través de una perturbación o regresaron rápidamente a su estado anterior

(resiliencia). Ante las perturbaciones existen básicamente dos escalas en las que la heterogeneidad física puede proporcionar refugios para los organismos: inter-habitat (refugios de macroescala) e intra-habitat (refugios meso/microescala). El primer caso puede ocurrir cuando la perturbación abiótica no ocurre en el mismo tiempo en dos sitios, entonces, puede haber migraciones desde los sitios no afectados. En el segundo caso, la heterogeneidad dentro del hábitat (por ejemplo, la concentración de oxígeno) puede proporcionar refugios (Townsend & Hildrew, 1994).

Métodos de biomonitoreo tradicionales y diversidad funcional

Como se mencionó anteriormente, existe mucho interés en el uso de macroinvertebrados como herramientas de monitoreo y evaluación para el manejo de los recursos hídricos (Rosenberg & Resh, 1993). El uso más efectivo de tales herramientas ocurre cuando existe una comprensión clara de los mecanismos que conducen a la presencia o ausencia de especies en el medio ambiente (Richards *et al.*, 1997).

La evaluación biológica de la calidad del río a menudo usa índices basados en la abundancia y/o riqueza de varios grupos taxonómicos (p.ej.: Rosenberg & Resh, 1993; Bonada *et al.*, 2007-b; Eloegi & Sabater, 2009). Sin embargo, la generalización de estos índices a cada tipo de ecosistema fluvial fracasó debido a las fluctuaciones naturales de los grupos taxonómicos según las condiciones ecorregionales (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000-a). Estos tipos de aproximaciones suponen una equivalencia ecológica entre las especies, lo que implica que todas tienen la misma probabilidad de sobrevivir y reproducirse (Chave, 2004). Además, el uso de dichos índices de valor único, como un resumen de la calidad ambiental de los ríos, reduce la información ecológica disponible y puede introducir sesgos en la bioevaluación (Charvet *et al.*, 1998). En consecuencia, se requieren nuevas expresiones sintéticas que preserven más información ecológica proporcionada por los macroinvertebrados (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000b).

En este contexto, los rasgos biológicos contribuyen además al conocimiento de la función de un ecosistema y sirven como herramienta predictiva ante los cambios introducidos por el hombre o en otros términos permiten cuantificar “la salud ecosistémica” a través de la diversidad funcional

de las comunidades (Dolédec *et al.*, 1999). Verberk *et al.* (2013) señalaron dos ventajas de los enfoques basados en rasgos sobre los basados en taxa para caracterizar la composición funcional de las comunidades de invertebrados bentónicos: 1) una mejor comprensión mecanicista de las relaciones entre especies y medio ambiente y 2) una mayor generalidad de tales relaciones porque deberían ser aplicables en todas las regiones.

La diversidad funcional (DF) refleja la diversidad de rasgos morfológicos, fisiológicos y ecológicos dentro de las comunidades biológicas (Lepš *et al.*, 2006; Petchey & Gaston 2006) y se considera que supera a otras medidas clásicas de diversidad para comprender el funcionamiento del ecosistema (Hooper *et al.*, 2005).

La estructura del hábitat condiciona la composición del ensamblaje de macroinvertebrados (Barnes *et al.*, 2013), por lo que, a mayor heterogeneidad, más nichos y una probable co-existencia de un mayor número de especies. Según Feld *et al.* (2014), el paradigma subyacente sostiene que una gran diversidad funcional de rasgos dentro de una comunidad indica una explotación más diversa y efectiva de los nichos y recursos disponibles e indirectamente implica un mejor funcionamiento del ecosistema. La estructura del hábitat también puede medir los efectos de los disturbios antropogénicos y/o naturales (Townsend & Hildrew, 1994; Brown, 2003) y su relación con los macroinvertebrados puede reflejar otras diferencias físicas o ecológicas como variaciones en las velocidades de las corrientes o la disponibilidad de recursos. A pesar de esto, en la literatura existen muy pocas citas (entre ellas Bonada *et al.*, 2007a-b; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2009; Barnes *et al.*, 2013) sobre trabajos que relacionen la complejidad y/o heterogeneidad del hábitat con los macroinvertebrados.

Varios estudios iniciados en Europa desarrollaron un enfoque funcional de biomonitoreo centrado en numerosos rasgos biológicos y ecológicos de especies (p.ej., Charvet *et al.*, 1998; Dolédec *et al.*, 1999; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000 a-b; Statzner *et al.*, 2001; Gayraud *et al.*, 2003; Statzner *et al.*, 2005).

Los macroinvertebrados que habitan en ecosistemas lóticos de bajo orden se desarrollan en un medio que cambia constantemente debido a la dinámica hidráulica; por esto, exhiben rasgos funcionales variados (Tomanova *et al.*, 2008; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2009). Así, los rasgos funcionales tienen uso potencial como indicadores de perturbaciones físicas naturales y/o

antrópicas en los ríos y se proyectan como enfoque complementario al taxonómico en el conocimiento del funcionamiento y condición de los ecosistemas, ya que están directamente relacionados con aspectos metabólicos del mismo, por tanto, ofrecen una perspectiva adecuada para conocer el estado de un sistema (Statzner *et al.*, 2005; Bonada *et al.*, 2007 a-b).

Antecedentes en el uso de rasgos bio-ecológicos y su empleo como herramienta de monitoreo

Las relaciones entre las características ambientales y los rasgos biológicos se han estudiado relativamente bien en algunos sistemas acuáticos (Statzner & Bêche, 2010), pero se han realizado muy pocas investigaciones de los rasgos bio-ecológicos de los macroinvertebrados que pertenecen a los sistemas acuáticos pampeanos.

Si bien el estudio de los rasgos de las comunidades comenzó con Forbes (1887), el gran impulso al uso de éstos como herramienta fue realizado por un grupo de investigadores franceses sobre las comunidades del Río Rhône. Esta investigación fue plasmada en una edición especial de la revista *Freshwater Biology* (Vol: 31:3, 1994) donde quedó asentado el marco teórico y las bases estadísticas para la aplicación de los rasgos funcionales. Esta información luego se extendió a otros ríos franceses (p.ej., Usseglio-Polatera *et al.*, 2000-a; Lamouroux *et al.*, 2004) y europeos (p.ej., Tachet *et al.*, 2002; Statzner *et al.*, 2004; Bonada *et al.*, 2007-b; Statzner *et al.*, 2007; Statzner *et al.*, 2008). A menudo declararon que el análisis funcional de la comunidad detecta mejor los impactos humanos que los métodos tradicionales y permite la comparación de resultados a escalas espaciales más grandes independientemente de la composición taxonómica de la comunidad. Como los macroinvertebrados lóticos de otros continentes tienen el mismo tipo de rasgos bio-ecológicos que las especies de Europa, Dolédec *et al.* (1999), Statzner *et al.* (2001) y Tomanova (2007) sugirieron la posibilidad de extender el uso de esta herramienta de biomonitoreo a los sistemas fluviales de otros continentes.

Actualmente, los rasgos biológicos y ecológicos de los macroinvertebrados son empleados a través de herramientas multimétricas para ser usadas rutinariamente por agencias ambientales, como el US-Environmental Protection Agency (EPA; p.ej. Barbour *et al.*, 1999) y la European Water Framework Directive (WFD; Council of the European Communities, 2000). Algunos estudios

recientes provenientes de las zonas templadas del hemisferio norte han desarrollado exitosamente este enfoque funcional para el biomonitorio (p.ej.: Statzner *et al.*, 1994; Dolédec *et al.*, 1999; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000 a-b; Gayraud *et al.*, 2003; Archambault *et al.*, 2010).

En América del Sur los trabajos pioneros analizaron las características funcionales de los invertebrados en arroyos de los Andes bolivianos con heterogeneidad espacial y diferentes niveles de disturbios antropogénicos (Tomanova, 2007; Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007). En Argentina, en el año 2012 Reynaga & Dos Santos analizaron la organización funcional del grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) en una cuenca subtropical de montaña para evaluar si sus rasgos biológicos estaban asociados con patrones espaciotemporales de variación ambiental y si la actividad humana modificaba la organización funcional de las comunidades. En tanto, en el año 2020 Reynaga *et al.* lo realizaron en la puna argentina. En el año 2017, Mauad *et al.* investigaron los efectos de la caída de cenizas volcánicas en los ensambles de quironómidos en el río Ñireco, ubicado al suroeste del Parque Nacional Nahuel Huapi. En la ecorregión Pampa los estudios realizados sobre los rasgos son aún muy escasos, algunos tratan sobre los hábitats funcionales y los modos de vida (Cortelezzi, 2009), otros sobre los rasgos poblacionales de unas pocas especies de los arroyos (Ferreira, 2015) o de la costa rioplatense (Ambrosio *et al.*, 2014, Ferreira *et al.*, 2015).

1.1 Objetivos e Hipótesis

Aún hoy se cuenta con muy pocos trabajos de rasgos biológicos y ecológicos en América del Sur. Esta realidad no se aleja de la escasa y dispersa información que hay en la literatura sobre la biología y la ecología de los taxa de invertebrados pertenecientes a los arroyos pampeanos, en particular, y de zonas templadas, en general. Debido a ello y, con el fin de extender el uso del concepto de *River Habitat Templet* como una herramienta predictiva general de las características de la comunidad en otras zonas geográficas, la tesis doctoral contemplará como:

1.1.1 Objetivos generales

Proponer, por primera vez para la Ecorregión Pampa, un modelo gráfico que sintetice la variabilidad encontrada de acuerdo con la Teoría del “River Habitat Templet” para rasgos biológicos y ecológicos de macroinvertebrados de 16 arroyos de la pampa ondulada y sierras de la provincia de Buenos Aires, evaluando su uso como una herramienta potencial de biomonitoreo en los ambientes fluviales pampeanos.

1.1.2 Objetivos específicos

1. Evaluar la calidad del agua y del hábitat de los arroyos en términos de características fisicoquímicas del agua y de la biota en función del uso del suelo al cual cada uno está vinculado. (Caps. 4.1- 4.4).
2. Confeccionar tablas de rasgos biológicos y ecológicos para los macroinvertebrados de la ecorregión. Seleccionar aquellos que expliquen mejor la relación de los organismos y el ambiente mediante la comprobación de redundancias (Caps. 4.5- 4.8).
3. Probar la existencia de una coestructura entre las características ambientales y la fauna macrobentónica, y los rasgos con los usos del suelo de dos complejos: Pampa Ondulada y Sierras Bonaerenses (Cap. 5).
4. Identificar los grupos discretos no taxonómicos, y evaluar su significancia estadística, con diferentes conjuntos de rasgos similares, tanto biológicos como ecológicos. Las diferentes combinaciones responden a combinaciones específicas del ambiente (ritron⁴ y potamon⁵, perturbados o no) (Cap. 5).
5. Evaluar el uso de rasgos como herramienta de biomonitoreo (Cap. 5.5).
6. Plantear un modelo donde se identifiquen las asociaciones de los rasgos bio-ecológicos con las condiciones ambientales según la teoría del *River Habitat Templet* (Cap. 6).

⁴ El ritron se caracteriza por caudales turbulentos, temperaturas relativamente bajas, y en general el agua está muy oxigenada. Asociado a zonas montañosas. Presenta organismos reófilos

⁵ El potamon es ambientalmente más complejo que el ritron. Generalmente hay una serie de canales flanqueados de terrenos inundables. Pueden presentar agua corriente (lotica) o inmóvil (lentic), suelen tener baja a muy baja pendiente. Asociado a los últimos tramos de las cuencas o desembocaduras. Cuenta con organismos lénticos.

1.1.3 Hipótesis

En la Ecorregión Pampa se distinguen en los ambientes fluviales tres escenarios para los macroinvertebrados: el ritron natural, el potamon natural y los ambientes perturbados. En ese marco, se proponen plantear las siguientes hipótesis:

Hipótesis 1: Las actividades antrópicas modifican la calidad del agua independientemente del complejo pampeano donde se encuentren los sitios, según los diferentes usos del suelo. Esto se refleja en las variables fisicoquímicas del agua y en las características del ensamblaje de macroinvertebrados.

Hipótesis 2: Los usos del suelo modifican la calidad del agua independientemente de las características geohidromorfológicas del complejo estudiado, lo que se ve reflejado en la variación de los rasgos biológicos y/o ecológicos de los ensamblajes de macroinvertebrados.

Predicciones asociadas:

1: En el ritron natural los rasgos biológicos que definirán a este ambiente serán: la respiración por branquias, las formas corporales comprimidas o aplanadas, trituradores y raspadores como hábito alimentario, las adaptaciones a las corrientes y la poca tolerancia al déficit de oxígeno; en cuanto a los rasgos ecológicos que definirán este conjunto de organismos: se encuentran a mayores altitudes, de ambientes rocosos y altas velocidades en las corrientes, adaptados a un pH más básico, con pocos sólidos disueltos y mayores porcentajes de oxígeno disuelto.

2: Bajo el escenario de potamon natural, los rasgos biológicos serán: principalmente respiración por plastrón, cuerpos hidrodinámicos y organismos adaptados a circular por toda la columna de agua; mientras que los rasgos ecológicos serán: adaptados a pH más ácidos (presencia de ácidos húmicos), ambientes mesotróficos y sin adaptaciones a las corrientes.

3: Respecto a los ambientes perturbados, los rasgos biológicos serán: mayor tamaño de los organismos (debido a su relación superficie/volumen con los contaminantes), mayor proporción de excavadores epibentónicos y endobentónicos, respiración por tegumento, cuerpos cilíndricos y flexibles, presencia de formas de resistencia y reproducción asexual, consumidores de organismos, colectores-detritívoros o agujereadores como hábito alimentario, tolerancia al déficit

de oxígeno y polución. Los rasgos ecológicos del ensamblaje de macroinvertebrados serán: adaptaciones a sustratos blandos, ambientes eutróficos con alta demanda bioquímica de oxígeno, altas conductividades, tolerancia a los sólidos disueltos y bajo oxígeno disuelto en el agua.

2. Área de estudio

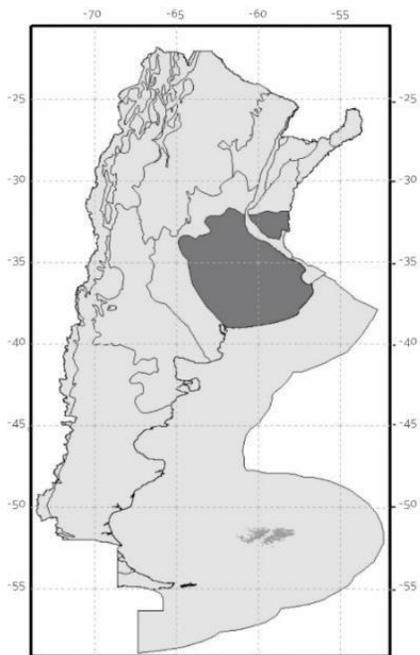


Fig. 2.1: Ubicación de la Ecorregión Pampa (Matteucci, 2012)

La presente tesis abarca diferentes arroyos de la provincia de Buenos Aires que se encuentran al noreste, centro-este y sureste de la llanura pampeana, incorporando de esta manera tanto a la pampa ondulada como a los sistemas serranos. Ambos se encuentran dentro de la Ecorregión Pampa (Figs. 2.1 y 2.2).

La ecorregión comprende una extensa planicie de 398.966 km², ubicada en el centro-este de la Argentina en las cinco provincias agrícolas: la mitad austral de Entre Ríos, sudeste de Córdoba, sur de Santa Fe, nordeste de La Pampa y casi toda la provincia de Buenos Aires, exceptuando el extremo sur. Debido a que es la zona de producción más antigua del país ha tenido un prolongado e intenso uso ganadero, agrícola y forestal lo que ha causado grandes pérdidas del pastizal natural, tanto a nivel de paisajes, como de ecosistemas y de especies (Matteucci, 2012).

La mayoría de los arroyos pampeanos se originan en pequeñas depresiones con macrófitas emergentes y principalmente se alimentan del agua subterránea. El caudal del agua es generalmente bajo debido a la débil pendiente del terreno, y los cauces están formados por sustratos duros y homogéneos con sedimentos finos (principalmente limo y arcilla) sin piedras ni guijarros. También están caracterizados por la ausencia de vegetación forestal riparia, la falta de una estación seca o temperaturas extremas y el desarrollo de comunidades densas de macrófitas (Feijoó *et al.*, 2005).

Esta ecorregión ha sido subdividida en dos sub-ecorregiones sobre la base de las condiciones climáticas, especialmente la disponibilidad de humedad, y en 11 complejos, según relieve, topografía y tipos de suelo (Matteucci, 2012). Los arroyos muestreados en esta tesis pertenecen a dos complejos: en la Subregión de La Pampa Húmeda, el Complejo Pampa Ondulada y, en la Subregión de La Pampa Subhúmeda, el Complejo Sierras Bonaerenses.

Atendiendo a las cuencas de desagüe y a las características geomorfológicas, los ríos de la provincia de Buenos Aires se reparten según Frengüelli (1956) y Ringuelet (1962) en 5 áreas principales:

- 1- Tributarios del Río Paraná (subcuenca Delta) y del Río de la Plata que en su conjunto conforman la Cuenca Paranoplatense*
- 2- Sistema del Río Salado y sus afluentes (se incluye al Sistema del Arroyo Vallimanca).
- 3- Arroyos y ríos de la vertiente nororiental de Tandilia*
- 4- Tributarios directos del Océano Atlántico.
- 5- Cuenca sin desagüe de la vertiente nordeste de las Sierras Bravard, Curamalal, Tunas y Pillahuincó, del sistema de Ventania. *

(*) Los asteriscos indican las cuencas en la que se hallan los arroyos involucrados en el manuscrito.

2.1 Complejo Pampa Ondulada

Ubicación

Constituye una franja de 120-180 km de ancho que corre paralela al Río Paraná desde el sur de la provincia de Santa Fe, atravesando el norte de la provincia de Buenos Aires hasta las localidades de Pipinas y Pila (aproximadamente). Penetra en la provincia de Córdoba, en el sudeste algo más al norte de la desembocadura del Río Ctalamochita en el Carcarañá. Su extensión es de 76.720 km².

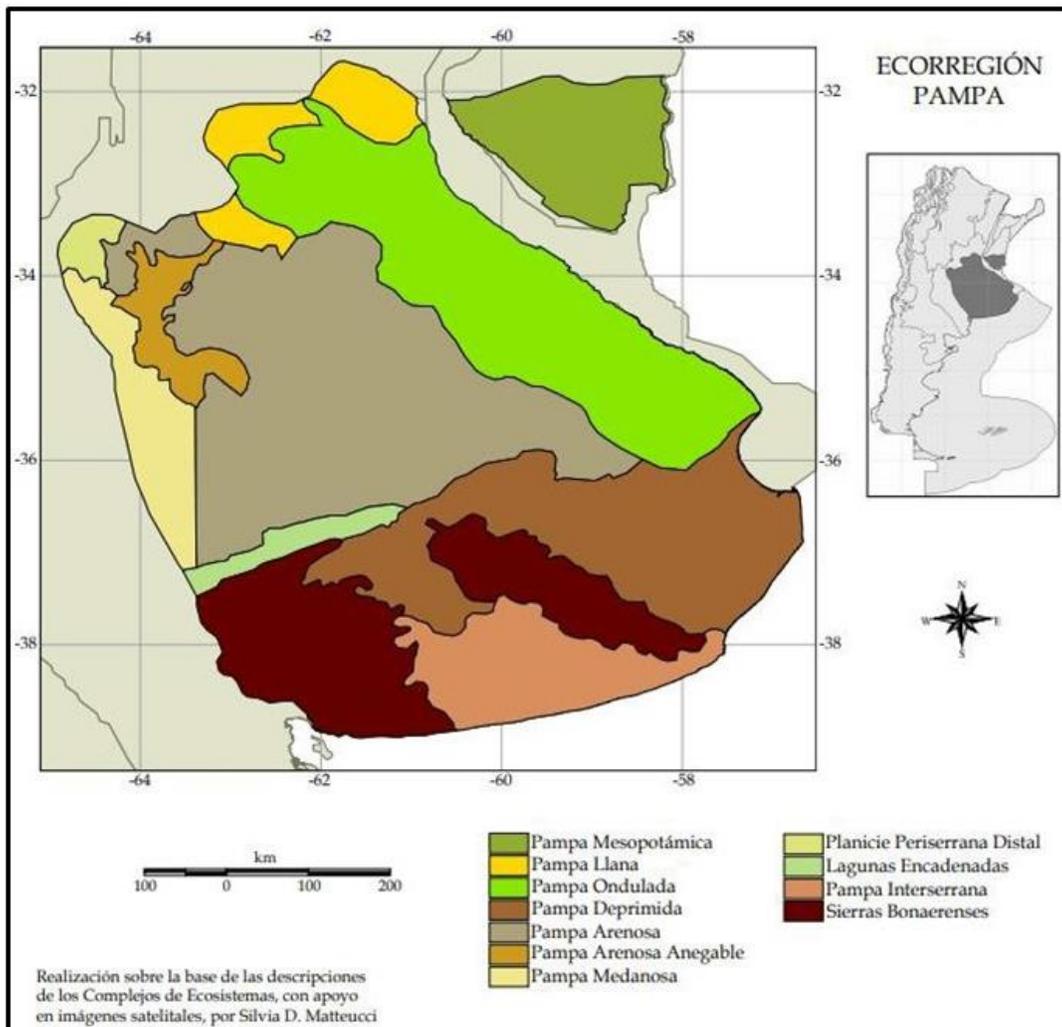


Fig. 2.2: Ecorregión Pampa y sus Complejos Ecosistémicos (Matteucci, 2012).

Clima

Subtropical húmedo o templado oceánico, con precipitaciones todo el año (Morello & Matteucci, 1997); esto es, sin estación seca marcada y con veranos cálidos. El clima está atemperado por la presencia de grandes masas de agua de los ríos de la cuenca del Plata y la forma peninsular de Argentina. La temperatura media anual varía entre 17-18°C al norte del complejo a 14-15°C al sur. Las temperaturas medias mensuales son de 20°C en verano y 12°C en invierno. Las precipitaciones medias anuales varían entre 1000-1200 mm en el nordeste

hasta 800-900 mm en el sudoeste. Las precipitaciones son ligeramente mayores de otoño a verano e inferiores en invierno con una gran variabilidad interanual; los períodos secos de magnitud y duración variable se producen principalmente en verano. La humedad relativa ambiental es superior a 70 %, la evapotranspiración potencial es de alrededor de 800 mm anuales (Morello & Matteucci, 1997). Las heladas son poco frecuentes.

Geología y geomorfología

El Complejo Pampa Ondulada se encuentra sobre el cratón del Río de La Plata en la provincia geológica Llanura Chaco-Pampeana (Russo *et al.*, 1979) con basamento cristalino no muy profundo que fue cubierto por sucesivos depósitos fluviales, eólicos y loésicos formando una gruesa cobertura de sedimentos, cuya granulometría decrece de SO a NE.

Los factores modeladores del terreno desde el Pleistoceno al Holoceno han sido las ingresiones y regresiones marinas (Fucks & Deschamps, 2008). Estos factores han interactuado generando unidades geomorfológicas agrupadas en planicies loésicas, planicies fluviales, planicies poligenéticas del Río de la Plata y de los ríos Matanza-Riachuelo, Luján y Reconquista y la barranca marginal (Pereyra, 2004). Los elementos tienen un patrón repetitivo. Esto da al terreno un relieve suavemente ondulado. Las lomadas son suaves y largas separadas por una densa red de avenamiento con cursos de agua autóctonos que fluyen al Río Paraná (alóctono). Las altitudes varían entre 5 y 50 m y el relieve relativo es bajo. Las pendientes generalmente no alcanzan el 2 %.

Los cursos de agua están bien desarrollados, las terrazas son muy grandes y la densidad de talwegs (cursos de agua colmatados) es muy alta. La porción norte de la Pampa Ondulada es la que posee máxima heterogeneidad ambiental, debido en parte a inundaciones de tres orígenes: mareas lunares, mareas eólicas y crecientes fluviales (Kandus, 1997; Malvárez, 1997). La descarga regional ocurre hacia los sistemas Paraná, de la Plata y Salado, directamente a través del acuífero Pampeano.

Tipos esenciales de vegetación

La vegetación natural predominante es el pastizal. Actualmente gran parte está convertido en cultivos y se encuentran parches de neoeosistemas formados por especies leñosas exóticas

acompañadas por arbustos, hierbas y gramíneas nativas. Las formaciones leñosas nativas están escasamente representadas.

Pulsos naturales

El pulso natural anual está controlado por la alternancia de un período muy húmedo con inundaciones hacia el fin del invierno y principio de la primavera y, un período seco en invierno. A escala mayor, las inundaciones extraordinarias periódicas, de magnitud y frecuencia muy variables interanualmente, son un factor importante en el funcionamiento del complejo.

Potencial natural de producción

Este complejo, netamente agropecuario, tiene los mejores suelos agrícolas de la ecorregión con la posibilidad de dos cultivos anuales. Hasta la década de 1960 se practicaba la rotación agrícola-ganadera (Pizarro, 1997). Hacia 1975, se produce la revolución verde y, junto a ella, nuevos genotipos, cambios en la maquinaria agrícola y pesticidas más poderosos y costosos. Con este cambio, desapareció la rotación agrícola-ganadera que contribuyó al deterioro de la fertilidad de los suelos (Morello & Matteucci, 1997). Hacia fines de la década de 1980 comienza a instalarse la siembra directa (Pizarro, 1997). Durante la segunda revolución verde, la soja transgénica y el paquete tecnológico que la acompaña trajo aparejado el detrimento de la flora y fauna de la ecorregión junto con sus bosques y otras formaciones (Matteucci, 2012).

En algunos partidos se encuentran canteras explotadas (CITAB, 2011). Una actividad más reciente es la empresa inmobiliaria que, desde la década de 1990 ha instalado gran cantidad de barrios privados (Matteucci & Morello, 2009). Los talares han sido reducidos en superficie en un 55 % y la vegetación ribereña en un 60 % (Matteucci & Falcón, 2012).

Se han identificado unas 8-10 áreas valiosas de pastizal (AVP), como las reservas Otamendi, Punta Lara y la Reserva de la Biósfera Parque Costero del Sur (Bilenca & Miñarro, 2004). Las áreas importantes para la conservación de aves (AICAs) son cuatro en el Complejo: Barrancas de Baradero; RN Otamendi-RP Río Lujan; Reserva Ecológica Costanera Sur, Parque Costero del Sur (Di Giacomo, 2007).

2.2 Complejo Sierras Bonaerenses

Ubicación

El complejo comprende dos sectores separados correspondientes a las sierras septentrionales (Sierra de Tandilia) al este y a las sierras australes (Sierra de la Ventania) al oeste. Su superficie total es de 51.704 km².

Los dos sectores del complejo están separados por los Complejos Planicie Interserrana (al sur) y Pampa Deprimida (al norte), al norte limitan con el Complejo Lagunas Encadenadas, al oeste con la Ecorregión Espinal y al sur con el Océano Atlántico (Fig. 2.2).

Clima

El clima del complejo es templado-frío y seco según algunos autores y subhúmedo seco, según otros (Valle *et al.*, 2001; Loydi & Distel, 2010). Se registran ocasionalmente nevadas invernales. En el sistema serranía de la Ventania las precipitaciones incrementan desde la base hacia la cima (740 a 830 mm). La temperatura media anual disminuye de NE a SO.

Durante todo el año el sur de la provincia de Buenos Aires es barrido por masas de aire de dirección SO-NE, ya que está influido por los anticiclones del Atlántico y del Pacífico austral. En el invierno llegan los vientos fríos y secos del SO (Quattrocchio *et al.*, 2008).

Las temperaturas de Sierra de la Ventana anual media, máxima y mínima media son de 15,4; 22,9 y 9,1 °C, respectivamente. La precipitación media anual es de 700 mm y la velocidad media anual del viento es de 22,3 km/hora. Las variaciones interanuales de precipitación son grandes, desde 479 a 1057 mm, aunque desde el año 2006 no ha superado los 700 mm. No se observan variaciones interanuales importantes en las temperaturas. Las Sierras de Tandil cuentan con temperaturas anual media, máxima media y mínima media de 14,1; 20,6 y 7,6 °C, respectivamente. La precipitación media anual es de 855,8 mm y la velocidad media anual del viento es de 15,5 km/hora (muy inferior a la medida en el oeste). El relieve irregular del sistema serrano origina microclimas locales (Matteucci, 2012).

Geología y geomorfología

Las sierras australes, al sur del Complejo Pampa Interserrana y las sierras septentrionales, hacia el norte, representan las rocas más antiguas (del período Precámbrico), junto con las de la Isla Martín García, expuestas en la Ecorregión Pampa. Constituyen la única unidad morfoestructural no subsidente de la ecorregión y predominan los relieves positivos y el modelado erosivo (Matteucci, 2012).

Las sierras septentrionales (Sistema de Tandilia) corresponden a una superficie de planación regional muy antigua, ascendida y disectada. Constituyen una cadena de cerros aislados en cuyas cúspides afloran rocas consolidadas de edad antigua, que alcanzan una altitud máxima de 500 m. Se extienden desde Mar del Plata hasta el occidente de la ciudad de Olavarría. La red de drenaje es bien definida y formada por arroyos encajonados que bajan de las sierras y luego se tornan temporarios o se insumen en la llanura. Algunos de los arroyos más importantes que bajan por el faldeo norte (Tapalqué, Tandileofú, etc.) forman parte de la cuenca del Salado, otros menores desaguan en el océano (Matteucci, *op cit.*).

El sistema serrano de Tandilia está formado por seis sierras, separadas por valles transversales que desaguan hacia el nordeste a través del Complejo Pampa Deprimida y hacia el sudeste y sur en el Complejo Pampa Interserrana.

Las sierras australes (Sistema de Ventania) forman un cordón de aproximadamente 100 km de largo que se extiende con dirección SO-NE entre las localidades de Puan, Tornquist y Coronel Pringles. La altitud máxima es de 1243 m, su aspecto es montañoso y la roca consolidada aflorante ocupa superficies amplias. Presentan una marcada concordancia de cumbres en cada uno de los cordones. Las cumbres más bajas (500 m) son relativamente chatas, especialmente en el caso de las sierras de Las Tunas (650 m) y de Pillahuincó (550 m). Las sierras de Curamalal y Ventana son las más elevadas (800 a 1243 m). En el Terciario Superior-Cuaternario se formaron las bajadas a ambos flancos de las sierras, se depositaron sedimentos y comenzó la formación de los suelos. La mayor pendiente de las sierras australes es hacia el sur (Matteucci, 2012).

Este sistema orográfico es más importante que el sistema de Tandilia, por su altitud y su superficie basal. Las vertientes hacia el NE de este sistema forman arroyos o torrentes que se pierden en el Complejo Lagunas Encadenadas o en el Complejo Pampa Deprimida, mientras que las vertientes hacia el SO y S forman algunos ríos, como el Sauce Grande y Sauce Chico, que llegan al Océano Atlántico y unos pocos arroyos de cauce temporario que no alcanzan la costa; se dirigen hacia el SE arroyos como el Pillahuincó Grande o el Jagüelito, que tuercen hacia el Sur en el Complejo Pampa Interserrana y desembocan en el Quequén Salado que desemboca en el océano Atlántico. Por la vertiente noroccidental, baja el arroyo Chasicó que descarga sus aguas en la laguna permanente Chasicó en la Ecorregión Espinal (Matteucci, *op cit.*).

Tipos esenciales de vegetación

La vegetación del piedemonte es el pastizal de *Stipa* sp., en los valles serranos domina el pajonal de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*). En los sitios pastoreados se encuentra pastizal con arbustos.

Pulsos naturales

El pulso natural más común son las inundaciones provocadas por las tormentas. En la cuenca del arroyo Sauce Chico, partido Tornquist, hay un largo registro de tormentas, todas las cuales causaron pérdidas de cosechas, daños a las vías férreas, carreteras y puentes e inundaciones en las zonas urbanas. Estas tormentas originan aluviones que pueden causar pérdidas humanas y de ganado, como la del año 1944 (Gaspari, 2007).

En la cuenca del arroyo Pigüe, partido Saavedra, los eventos de precipitaciones abundantes en la cuenca superior causan crecidas turbulentas y peligrosas durante periodos más o menos breves. Durante estos episodios, los tributarios temporales evacúan gran cantidad de aluviones hacia el cauce principal (Rosell & García Martínez, 2008).

Las consecuencias de las tormentas (erosión, arrastre de sedimento, erosión laminar con pérdida de suelo, formación de surcos y cárcavas, colmatación en cuenca baja) están potenciadas por los efectos del manejo agrícola-ganadero sobre la cubierta vegetal, especialmente sobrepastoreo, labores agrícolas en favor de la pendiente, deterioro de la

vegetación ribereña que causa la erosión lateral y desmoronamiento y arrastre de paredes en ríos encajonados (Gaspari, 2007).

El fuego natural, y en ocasiones provocado, es un factor que desencadena pulsos naturales. Otro factor generador de pulsos naturales es el viento, que genera voladuras de suelos en los períodos secos. Este fenómeno es potenciado por técnicas de labores convencionales como las aradas y rastreadas (Gaspari, 2007).

Potencial natural de producción

El Complejo Sierras Bonaerenses tiene aptitud para las actividades agropecuarias, siendo la principal actividad en la actualidad. En líneas generales, en las sierras septentrionales (Tandilia) se practica agricultura en los flancos y en las australes (Ventania), ganadería en las crestas y agricultura y ganadería en los flancos, especialmente en el sur. La agricultura se practica preferentemente en los valles y faldeos bajos, donde la pedregosidad y los afloramientos rocosos superficiales no interfieren con la maquinaria agrícola.

Este complejo también cuenta con aptitud para la forestación, aunque las principales plantaciones presentes son cortinas forestales rompevientos, abrigos para el ganado y montes ornamentales. También se observa la expansión de vegetación forestal ribereña con géneros exóticos para la región, como por ejemplo *Salix* y *Populus*, entre otras (Gaspari, 2007). Otros partidos, especialmente los ubicados al sur del Sistema Serrano Ventania, tienen plantaciones forestales comerciales, pero no hay un inventario de estas.

A mediados de la década de 1990 se registró en la Argentina un incremento de la explotación apícola. En 1994 la producción de miel fue de 53.600 toneladas correspondiendo gran parte a la provincia de Buenos Aires. Para ese mismo año, se exportaron 50.557 toneladas en el sector de las Sierras de la Ventania que se extiende entre los partidos de Pringles y Puán (Matteucci, 2012).

En el Complejo Sierras Bonaerenses existen canteras y yacimientos bajo explotación de arena, tosca, suelo seleccionado, yeso, granitos, cuarcitas, mica, arcillas refractarias, calizas, arcillas varias, dolomitas y arcillas plásticas (CITAB, 2011).

Algunos partidos y sitios ofrecen actividades turísticas, aprovechando el potencial natural de paisajes serranos.

2.3 Elección de los sitios de muestreo

La elección de los arroyos (Fig. 2.3) para el presente estudio, de cada una de las áreas seleccionadas de la provincia de Buenos Aires, se realizó teniendo en cuenta la intensidad y tipo de uso del suelo conocida *a priori* en esta área, ya sea mediante la experiencia del propio grupo de trabajo, por información de cartas geográficas del Instituto Geográfico Militar -IGM- (actual Instituto Geográfico Nacional, IGN), por imágenes satelitales y por la información suministrada por el INTA y las autoridades de cuencas. Cuando los arroyos representaban diferentes condiciones de calidad del agua en función de los distintos usos del suelo (por ejemplo: periurbano, industrial, agrícola-ganadero) se seleccionaron y delimitaron a escala de tramo.

Para cumplir con el objetivo propuesto en esta tesis se seleccionaron un total de 9 cuencas, 16 sitios y 301 muestras. A continuación, mediante fichas, se presentan cada uno de los diferentes puntos de muestreo junto a sus características principales y fotografías. También se indican los promedios de los datos fisicoquímicos, de nutrientes, demandas de oxígeno, granulometría y materia orgánica de éstos. Las especificaciones del método de obtención de los últimos datos mencionados están en el capítulo 3.

Los promedios mencionados en el párrafo anterior están basados en los triplicados de las muestras, tanto de sedimentos como del agua, extraídas del medio del cauce y de entre la vegetación, indicadas en las fichas como *bentos* y *vegetación*, respectivamente. Las muestras fueron obtenidas en las estaciones de otoño (abril-mayo) y primavera (noviembre-diciembre) para los arroyos de la pampa ondulada y sierras bonaerenses.

Como se desarrollará en el capítulo siguiente, el muestreo realizado fue de tipo multihábitat. Los *Hábitats*, indicados en las fichas, se refieren al total de ellos (estación*tipos de sustratos) y el *tipo*, a las posibles dos o tres formas de sustrato dependiendo del sitio

(bentos: sedimento fino y/o grava, vegetación: *Ludwigia* sp., *Egeria* sp., etcétera). Estos se encuentran detallados en el Anexo 1.

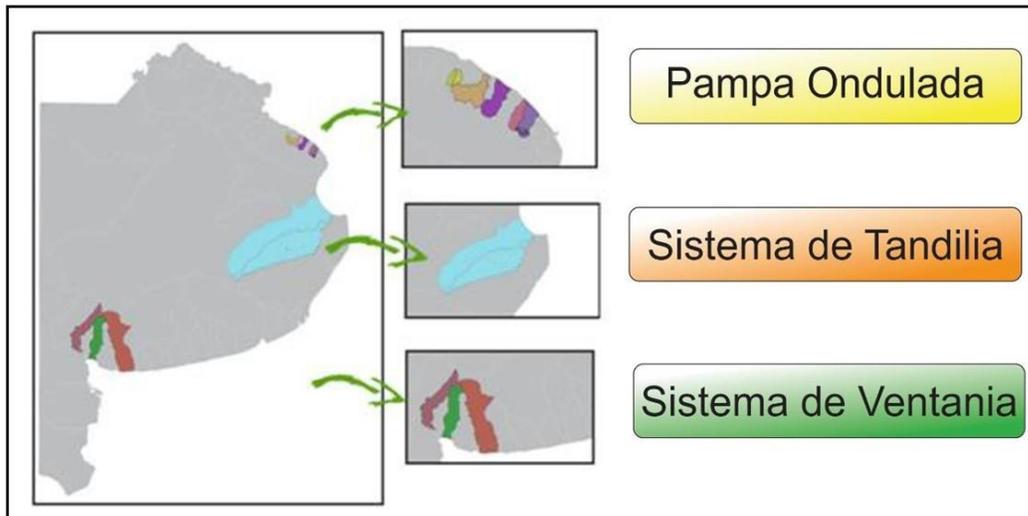
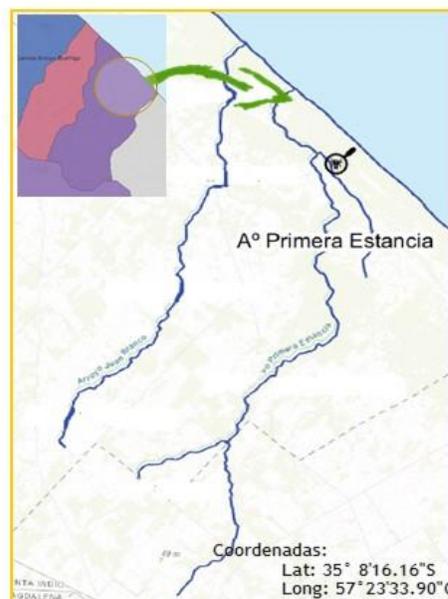


Fig. 2.3: Mapa general de la Provincia de Buenos Aires. Se diferencian las nueve cuencas muestreadas. Los arroyos pertenecientes al Complejo Pampa Ondulada son identificados en las fichas con el color amarillo y, para las Sierras Bonaerenses, el Sistema de Tandilia en color anaranjado y el de Ventania en color verde.

Arroyo: El Destino

- ▶ Complejo: pampa ondulada
- ▶ Cuenca: Arroyo Cabrera- Primera Estancia
- ▶ Orden: 1
- ▶ Total de muestras vistas: 25
- ▶ Abundancia total: 10.361 organismos
- ▶ Altitud: 7 msnm
- ▶ Tamaño de la cuenca: 21180,7 Ha.
- ▶ Uso del suelo: reserva y ganadero



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	24,21 ± 1,17
	vegetación	25,83 ± 2,69
pH	bentos	8,20 ± 0,12
	vegetación	8,44 ± 0,26
ORP	bentos	147,50 ± 12,92
	vegetación	166,50 ± 16,50
Cond (µS)	bentos	1382,50 ± 71,82
	vegetación	1392,50 ± 105,32
NTU	bentos	48,33 ± 21,18
	vegetación	49,55 ± 21,44
OD (mg/l)	bentos	5,89 ± 3,06
	vegetación	5,03 ± 1,93
%OD	bentos	71,95 ± 38,69
	vegetación	63,33 ± 25,88
SDT	bentos	0,89 ± 0,05
	vegetación	0,89 ± 0,06
Vel. (m/s)	bentos	-
	vegetación	-

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava	centro	0,81 ± 1,26
	orilla	0,00 ± 0,00
Arena	centro	47,55 ± 10,40
	orilla	61,56 ± 7,64
Limo-Arc	centro	33,04 ± 5,31
	orilla	20,70 ± 11,40
Arcilla	centro	18,60 ± 8,13
	orilla	17,74 ± 9,44
MO	centro	7,79 ± 3,17
	orilla	17,74 ± 2,42

Demandas de oxígeno

		Otoño	Primavera
DBO	bentos	10	3
	vegetación	18	4
DQO	bentos	28	98
	vegetación	143	108

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
P-PO₄	0,506 ± 0,098	0,252 ± 0,021
N-NO₂	0,067 ± 0,050	0,039 ± 0,038
N-NO₃	0,195 ± 0,091	0,163 ± 0,065
N-NH₄	0,024 ± 0,018	0,040 ± 0,039



Hábitats:
Total: 25
Tipos: sed. fino y vegetación

Arroyo: Juan Blanco

- ▶ Complejo: pampa ondulada
- ▶ Cuenca: Arroyo Juan Blanco
- ▶ Orden: 1
- ▶ Total de muestras vistas: 24
- ▶ Abundancia total: 20.564 organismos
- ▶ Altitud: 6 msnm
- ▶ Tamaño de la cuenca: 14297 Ha.
- ▶ Uso del suelo: reserva



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	21,26 ± 2,07
	vegetación	21,01 ± 2,61
pH	bentos	8,42 ± 0,04
	vegetación	8,65 ± 0,16
ORP	bentos	222,75 ± 3,30
	vegetación	200,60 ± 25,35
Cond (µS)	bentos	595,75 ± 137,50
	vegetación	633,80 ± 154,48
NTU	bentos	11,20 ± 0,18
	vegetación	10,67 ± 0,80
OD (mg/l)	bentos	8,23 ± 1,48
	vegetación	8,08 ± 2,39
%OD	bentos	95,48 ± 20,74
	vegetación	91,04 ± 29,04
SDT	bentos	0,38 ± 0,09
	vegetación	0,41 ± 0,10
Vel. (m/s)	bentos	0,01 ± 0,01
	vegetación	0,01 ± 0,01

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	23,56 ± 18,92
	orilla	2,87 ± 3,67
Arena (%)	centro	10,55 ± 6,17
	orilla	11,72 ± 6,74
Limo-Arc (%)	centro	47,24 ± 13,95
	orilla	53,88 ± 8,08
Arcilla (%)	centro	18,65 ± 5,96
	orilla	31,53 ± 14,68
MO (%)	centro	5,98 ± 1,96
	orilla	8,32 ± 2,10

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
P-PO ₄	0,177 ± 0,072	0,143 ± 0,070
N-NO ₂	0,012 ± 0,007	0,011 ± 0,009
N-NO ₃	0,0197 ± 0,077	0,122 ± 0,074
N-NH ₄	0,030 ± 0,028	0,017 ± 0,016

Demandas de oxígeno

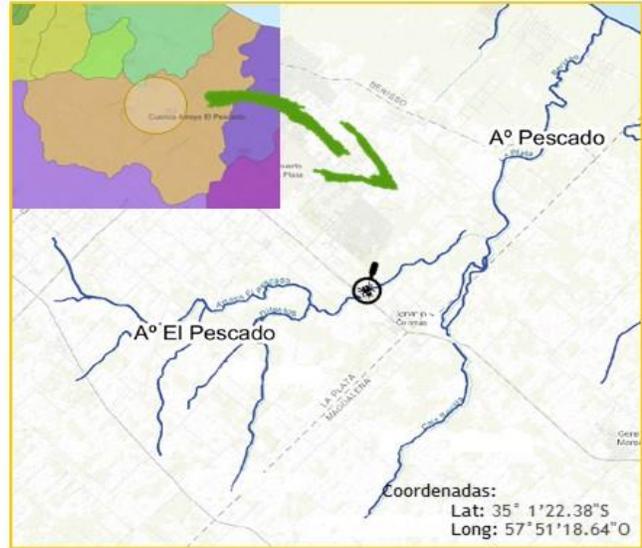
		Otoño	Primavera
DBO	bentos	6	3
	vegetación	2	9
DQO	bentos	15	39
	vegetación	6	91



Hábitats:
Total: 24
Tipos: sed. fino y vegetación

Arroyo: El Pescado

- ▶ Complejo: pampa ondulada
- ▶ Cuenca: El Pescado
- ▶ Orden: 3
- ▶ Total de muestras vistas: 29
- ▶ Abundancia total: 13.345 organismos
- ▶ Altitud: 6 msnm
- ▶ Tamaño de la cuenca: 35670,1 Ha.
- ▶ Uso del suelo: agrícola-ganadero



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	25,87 ± 3,86
	vegetación	26,77 ± 3,54
pH	bentos	8,32 ± 0,38
	vegetación	8,31 ± 0,29
ORP	bentos	211,25 ± 28,02
	vegetación	202,75 ± 13,60
Cond (µS)	bentos	466,50 ± 220,61
	vegetación	468,75 ± 218,45
NTU	bentos	18,05 ± 2,99
	vegetación	18,83 ± 3,09
OD (mg/l)	bentos	6,41 ± 0,46
	vegetación	6,62 ± 1,07
%OD	bentos	78,93 ± 3,89
	vegetación	82,85 ± 16,09
SDT	bentos	0,30 ± 0,14
	vegetación	0,30 ± 0,14
Vel. (m/s)	bentos	-
	vegetación	-

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	1,26 ± 2,11
	orilla	13,30 ± 20,08
Arena (%)	centro	18,40 ± 7,77
	orilla	17,85 ± 10,14
Limo-Arc (%)	centro	51,73 ± 8,65
	orilla	45,99 ± 11,31
Arcilla (%)	centro	28,61 ± 6,66
	orilla	22,86 ± 5,85
MO (%)	centro	4,71 ± 1,32
	orilla	15,33 ± 7,27

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
P-PO ₄	0,416 ± 0,186	0,205 ± 0,146
N-NO ₂	0,0275 ± 0,004	0,0095 ± 0,006
N-NO ₃	0,194 ± 0,083	0,158 ± 0,111
N-NH ₄	0,046 ± 0,043	0,019 ± 0,017

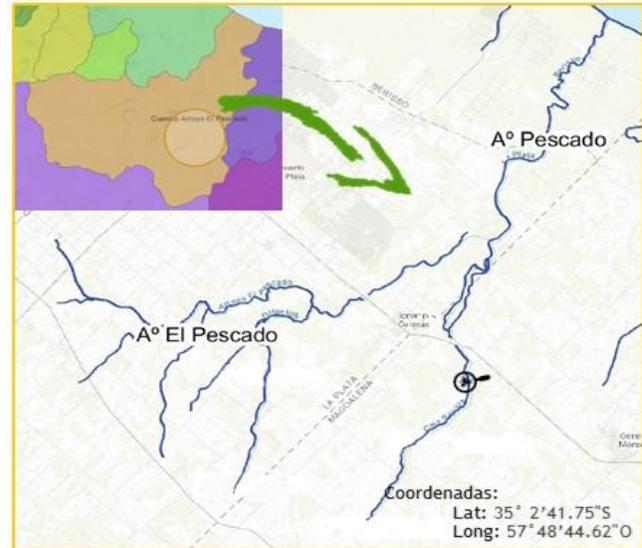
Demandas de oxígeno

		Otoño	Primavera
DBO	bentos	2	<1
	vegetación	2	1
DQO	bentos	4	51
	vegetación	5	56



Arroyo: Cajaravilla

- ▶ Complejo: pampa ondulada
- ▶ Cuenca: Arroyo Juan Blanco
- ▶ Orden: 1
- ▶ Total de muestras vistas: 26
- ▶ Abundancia total: 18.029 organismos
- ▶ Altitud: 6 msnm
- ▶ Tamaño de la cuenca: 35670,1 Ha.
- ▶ Uso del suelo: ganadero extensivo



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	19,25 ± 4,08
	vegetación	19,36 ± 4,21
pH	bentos	7,27 ± 0,21
	vegetación	7,48 ± 0,05
ORP	bentos	260,83 ± 19,40
	vegetación	259,83 ± 19,19
Cond (µS)	bentos	646,51 ± 251,81
	vegetación	648,50 ± 252,16
NTU	bentos	34,70 ± 18,10
	vegetación	67,53 ± 36,50
OD (mg/l)	bentos	4,99 ± 1,22
	vegetación	4,89 ± 1,05
%OD	bentos	56,18 ± 17,67
	vegetación	54,68 ± 14,74
SDT	bentos	0,42 ± 0,16
	vegetación	0,41 ± 0,17
Vel (m/s)	bentos	0,08 ± 0,04
	vegetación	0,02 ± 0,03

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	0,00 ± 0,00
	orilla	--
Arena (%)	centro	8,72 ± 3,59
	orilla	--
Limo-Arc (%)	centro	39,02 ± 6,47
	orilla	--
Arcilla (%)	centro	52,27 ± 4,16
	orilla	--
MO (%)	centro	31,25 ± 14,95
	orilla	--

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
P-PO₄	0,3145 ± 0,016	0,203 ± 0,126
N-NO₂	0,028 ± 0,022	0,016 ± 0,006
N-NO₃	0,137 ± 0,108	0,169 ± 0,116
N-NH₄	0,010 ± 0,001	0,434 ± 0,384

Demandas de oxígeno

		Otoño	Primavera
DBO	bentos	10	40
	vegetación	9	
DQO	bentos	62	20
	vegetación	61	

Hábitats:

Total: 11
Tipos: sed. fino y vegetación



Arroyo: Pérez

- ▶ Complejo: pampa ondulada
- ▶ Cuenca: Arroyo Del Gato
- ▶ Orden: 1
- ▶ Total de muestras vistas: 24
- ▶ Abundancia total: 11.865 organismos
- ▶ Altitud: 23 msnm
- ▶ Tamaño de la cuenca: 5254,69 Ha.
- ▶ Uso del suelo: periurbano

Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	18,50 ± 5,68
	vegetación	23,61 ± 0,46
pH	bentos	7,23 ± 0,40
	vegetación	6,9 ± 0,01
ORP	bentos	54,00 ± 12,23
	vegetación	69,33 ± 10,69
Cond (µS)	bentos	738,67 ± 42,52
	vegetación	712,33 ± 2,08
NTU	bentos	16,58 ± 4,39
	vegetación	18,70 ± 2,40
OD (mg/l)	bentos	6,40 ± 4,43
	vegetación	2,22 ± 0,36
%OD	bentos	65,63 ± 41,45
	vegetación	28,47 ± 0,57
SDT	bentos	0,46 ± 0,01
	vegetación	0,46 ± 0,01
Vel. (m/s)	bentos	-
	vegetación	-

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
P-PO ₄	0,167 ± 0,005	0,181 ± 0,020
N-NO ₂	0,090 ± 0,039	0,089 ± 0,039
N-NO ₃	0,781 ± 0,571	0,784 ± 0,568
N-NH ₄	1,001 ± 0,597	1,051 ± 0,647

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	1,89 ± 2,07
	orilla	0,00 ± 0,00
Arena (%)	centro	18,71 ± 10,73
	orilla	40,99 ± 37,58
Limo-Arc (%)	centro	51,31 ± 6,30
	orilla	44,14 ± 29,82
Arcilla (%)	centro	28,09 ± 8,67
	orilla	14,87 ± 9,17
MO (%)	centro	14,30 ± 5,23
	orilla	9,76 ± 2,24

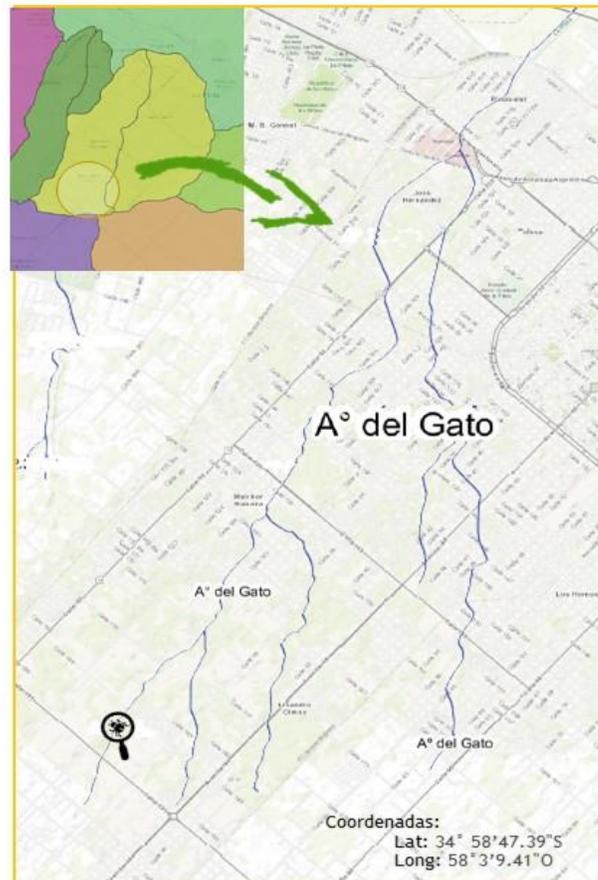
Demandas de oxígeno

		Otoño	Primavera
DBO	bentos	12	
	vegetación		
DQO	bentos	23	2
	vegetación		5



Arroyo: Del Gato

- ▶ Complejo: pampa ondulada
- ▶ Cuenca: Arroyo Del Gato
- ▶ Orden: 1
- ▶ Total de muestras vistas: 18
- ▶ Abundancia total: 8.893 organismos
- ▶ Altitud: 17 msnm
- ▶ Tamaño de la cuenca: 5254,69 Ha.
- ▶ Uso del suelo: agrícola, floricultura y hortícola



Parámetros físico-químicos

Temp	bentos	17,30 ± 7,27
	vegetación	25,38 ± 0,33
pH	bentos	6,61 ± 0,63
	vegetación	5,79 ± 0,06
ORP	bentos	81,00 ± 20,02
	vegetación	56,33 ± 24,42
Cond	bentos	422,33 ± 228,85
	vegetación	273,67 ± 1,53
NTU	bentos	53,18 ± 44,41
	vegetación	23,40 ± 4,18
OD	bentos	6,42 ± 4,72
	vegetación	2,63 ± 0,76
%OD	bentos	74,58 ± 48,63
	vegetación	31,87 ± 8,87
TDS	bentos	0,21 ± 0,09
	vegetación	0,18 ± 0,00
Vel. (m/s)	bentos	-
	vegetación	-

Nutrientes

	Bentos	Vegetación
P-PO ₄	0,488 ± 0,056	0,484 ± 0,060
N-NO ₂	0,018 ± 0,017	0,019 ± 0,017
N-NO ₃	0,347 ± 0,317	0,345 ± 0,319
N-NH ₄	0,105 ± 0,063	0,111 ± 0,069

Hábitats:

Total: 8

Tipos: bentos y vegetación



Granulometría y Materia Orgánica

Grava %	centro	0,00
	orilla	0,00
Arena (%)	centro	7,89
	orilla	5,36
Limo-Arc (%)	centro	46,90
	orilla	35,41
Arcilla (%)	centro	45,21
	orilla	59,23
MO (%)	centro	13,27 ± 3,09
	orilla	17,08 ± 5,01

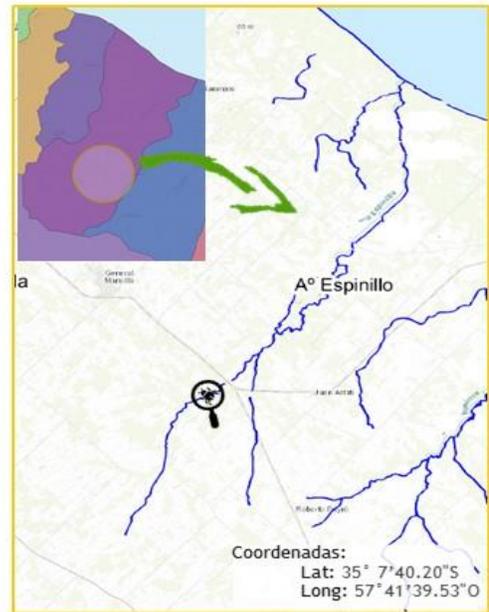
Demandas de oxígeno

		Otoño	Primavera
DBO	bentos	2	--
	vegetación	2	--
DQO	bentos	9,7	10
	vegetación	9,7	189



Arroyo: Chubichamini

- ▶ Complejo: pampa ondulada
- ▶ Cuenca: Arroyo Espinillo-Cañada de Aguerrri
- ▶ Orden: 1
- ▶ Total de muestras vistas: 27
- ▶ Abundancia total: 6.616 organismos
- ▶ Altitud: 10 msnm
- ▶ Tamaño de la cuenca: 27692,3 Ha.
- ▶ Uso del suelo: ganadero extensivo



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	20,81 ± 9,00
	vegetación	20,93 ± 8,92
pH	bentos	8,06 ± 0,37
	vegetación	8,08 ± 0,29
ORP	bentos	238,83 ± 29,01
	vegetación	232,67 ± 32,40
Cond (µS)	bentos	729,50 ± 380,32
	vegetación	730,83 ± 382,50
NTU	bentos	122,58 ± 109,85
	vegetación	263,60 ± 202,06
OD (mg/l)	bentos	5,82 ± 1,13
	vegetación	5,90 ± 1,07
%OD	bentos	64,80 ± 5,28
	vegetación	65,78 ± 5,29
SDT	bentos	0,47 ± 0,24
	vegetación	0,47 ± 0,24
Vel (m/s)	bentos	0,03 ± 0,02
	vegetación	0,01 ± 0,02

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	0,53 ± 1,29
	orilla	15,23 ± 14,44
Arena (%)	centro	35,57 ± 8,70
	orilla	34,53 ± 5,72
Limo-Arc (%)	centro	44,23 ± 12,64
	orilla	33,19 ± 11,67
Arcilla (%)	centro	19,68 ± 10,07
	orilla	17,06 ± 9,03
MO (%)	centro	11,91 ± 5,08
	orilla	--

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
P-PO ₄	0,2525 ± 0,081	0,137 ± 0,074
N-NO ₂	0,018 ± 0,006	0,003 ± 0,003
N-NO ₃	0,104 ± 0,059	0,095 ± 0,059
N-NH ₄	0,279 ± 0,227	0,175 ± 0,153

Demandas de oxígeno

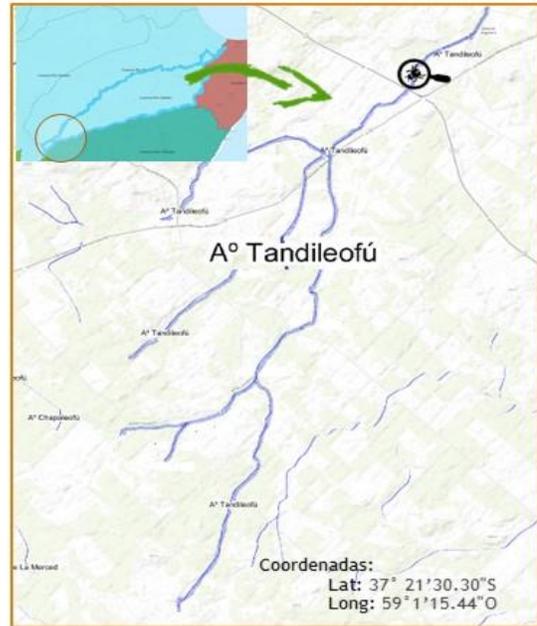
		Otoño	Primavera
DBO	bentos	9	3
	vegetación	6	
DQO	bentos	51	17
	vegetación	53	



Habitats:
Total: 10
Tipos: sed. fino y vegetación

Arroyo: Tandileofú

- Complejo: sierras bonaerenses-Sistema Tandilia
- Cuenca: Río Salado-Subcuenca Tandileofú y Chelforó
- Orden: 1
- Total de muestras vistas: 26
- Abundancia total: 13.063 organismos
- Altitud: 178 msnm
- Tamaño de la cuenca: 676471 Ha.
- Uso del suelo: agrícola



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	15,24 ± 3,26
	vegetación	16,04 ± 2,95
pH	bentos	8,04 ± 0,17
	vegetación	8,06 ± 0,17
ORP	bentos	287,20 ± 2,86
	vegetación	267,50 ± 21,37
Cond (µS)	bentos	594,20 ± 4,76
	vegetación	592,00 ± 4,74
NTU	bentos	290,40 ± 219,22
	vegetación	183,25 ± 154,93
OD (mg/l)	bentos	9,61 ± 0,50
	vegetación	9,83 ± 0,50
%OD	bentos	98,24 ± 3,98
	vegetación	102,33 ± 4,57
SDT	bentos	0,367 ± 0,03
	vegetación	0,38 ± 0,00
Vel (m/s)	bentos	0,45 ± 0,15
	vegetación	0,08 ± 0,04

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	31,31
	orilla	20,92 ± 8,05
Arena (%)	centro	42,00
	orilla	36,86 ± 3,30
Limo-Arc (%)	centro	23,34
	orilla	30,91 ± 3,23
Arcilla (%)	centro	3,35
	orilla	11,32 ± 8,12
MO (%)	centro	2,68
	orilla	4,64 ± 1,63

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
P-PO ₄	0,029 ± 0,003	0,024 ± 0,012
N-NO ₂	0,012 ± 0,001	0,011 ± 0,002
N-NO ₃	3,065 ± 1,407	3,259 ± 1,275
N-NH ₄	0,010 ± 0,009	0,039 ± 0,038

Demandas de oxígeno

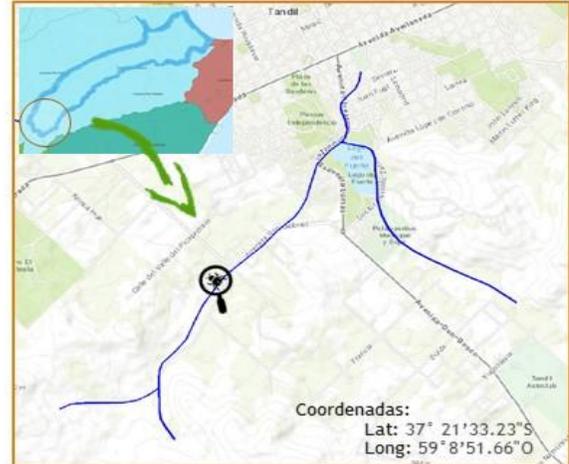
		Otoño	Primavera
DBO	bentos	<1	<1
	vegetación	2	<1
DQO	bentos	<1	<1
	vegetación	4	<1

Hábitats:
 Total: 12
 Tipos: sed. fino, grava y vegetación



Arroyo: San Gabriel

- Complejo: sierras bonaerenses- Sistema Tandilia
- Cuenca: Río Salado- Subcuenca Langueyú
- Orden: 2
- Total de muestras vistas: 22
- Abundancia total: 27.915 organismos
- Altitud: 224 msnm
- Tamaño de la cuenca: 883900 Ha.
- Uso del suelo: periurbano



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	16,25 ± 6,43
	vegetación	16,19 ± 7,85
pH	bentos	8,40 ± 0,18
	vegetación	8,19 ± 0,16
ORP	bentos	250,00 ± 24,74
	vegetación	268,50 ± 0,71
Cond (µS)	bentos	271,00 ± 90,44
	vegetación	246,50 ± 75,66
NTU	bentos	158,25 ± 35,73
	vegetación	280,00 ± 265,87
OD (mg/l)	bentos	11,42 ± 0,87
	vegetación	10,49 ± 2,14
%OD	bentos	106,85 ± 9,44
	vegetación	99,10 ± 21,07
SDT	bentos	0,18 ± 0,06
	vegetación	0,17 ± 0,07
Vel (m/s)	bentos	0,34 ± 0,38
	vegetación	0,01 ± 0,00

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	46,76 ± 27,04
	orilla	32,35 ± 26,83
Arena (%)	centro	20,43 ± 16,75
	orilla	19,41 ± 11,81
Limo-Arc (%)	centro	17,10 ± 15,51
	orilla	30,82 ± 15,38
Arcilla (%)	centro	15,72 ± 14,29
	orilla	17,42 ± 3,62
MO (%)	centro	7,95 ± 3,08
	orilla	8,00 ± 3,86

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
P-PO₄	0,021 ± 0,003	0,02 ± 0,008
N-NO₂	0,005 ± 0,001	0,005 ± 0,000
N-NO₃	0,206 ± 0,085	0,313 ± 0,163
N-NH₄	0,025 ± 0,024	0,028 ± 0,027

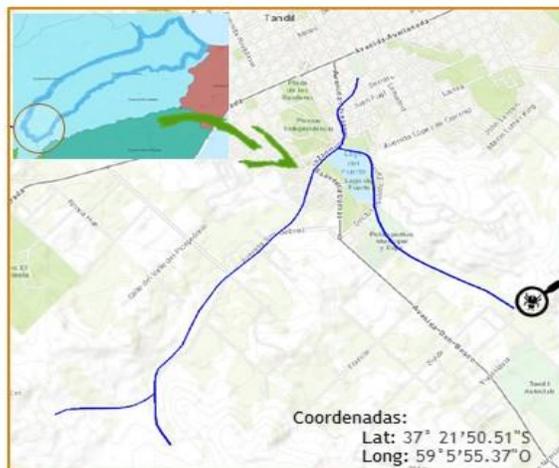
Demandas de oxígeno

		Otoño	Primavera
DBO	bentos	5	<1
	vegetación	7	<1
DQO	bentos	19	<1
	vegetación	19	<1



La Cascada

- ▶ Complejo: sierras bonaerenses- Sistema Tandilia
- ▶ Cuenca: Río Salado- Subcuenca Langueyú
- ▶ Orden: 1
- ▶ Total de muestras vistas: 7
- ▶ Abundancia total: 200 organismos
- ▶ Altitud: 311 msnm
- ▶ Tamaño de la cuenca: 883900 Ha.
- ▶ Uso del suelo: reserva



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	16,91 ± 4,51
	vegetación	20,89 ± 0,13
pH	bentos	7,68 ± 0,58
	vegetación	7,16 ± 0,37
ORP	bentos	302,43 ± 31,14
	vegetación	324,50 ± 19,90
Cond (µS)	bentos	0,48 ± 0,03
	vegetación	0,50 ± 0,00
NTU	bentos	60,29 ± 11,59
	vegetación	61,00 ± 2,83
OD (mg/l)	bentos	9,11 ± 1,59
	vegetación	7,06 ± 1,06
%OD	bentos	94,96 ± 11,84
	vegetación	80,80 ± 11,60
SDT	bentos	0,03 ± 0,00
	vegetación	0,03 ± 0,00
Vel (m/s)	bentos	0,04 ± 0,03
	vegetación	0,00 ± 0,00

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	100
	orilla	100
Arena (%)	centro	--
	orilla	--
Limo-Arc (%)	centro	--
	orilla	--
Arcilla (%)	centro	--
	orilla	--
MO (%)	centro	--
	orilla	--

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
P-PO ₄	0,007 ± 0,006	0,006 ± 0,005
N-NO ₂	0,0035 ± 0,001	0,004 ± 0,001
N-NO ₃	0,216 ± 0,105	0,211 ± 0,100
N-NH ₄	0,006 ± 0,005	0,006 ± 0,005

Demandas de oxígeno

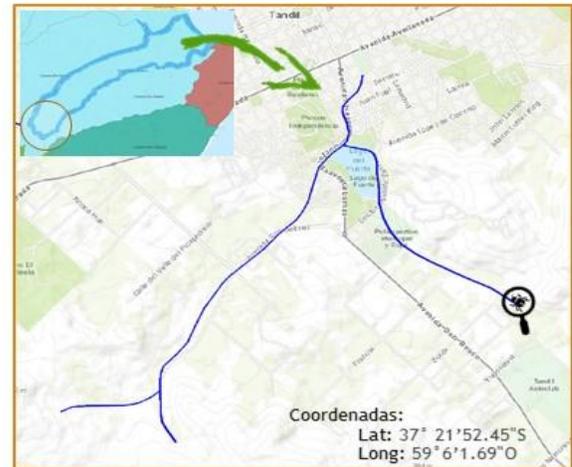
		Otoño	Primavera
DBO	bentos	7	6
	vegetación	7	6
DQO	bentos	12	15
	vegetación	12	17



Hábitats:
Total: 5
Tipos: grava y vegetación

Arroyo: La Cascada

- Complejo: sierras bonaerenses- Sistema Tandilia
- Cuenca: Río Salado- Subcuenca Langueyú
- Orden: 1
- Total de muestras vistas: 8
- Abundancia total: 2.615 organismos
- Altitud: 280 msnm
- Tamaño de la cuenca: 883900 Ha.
- Uso del suelo: reserva



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	16,10 ± 3,86
	vegetación	18,20
pH	bentos	7,83 ± 1,82
	vegetación	6,53
ORP	bentos	295,67 ± 98,80
	vegetación	369,00
Cond (µS)	bentos	0,58 ± 0,08
	vegetación	0,06
NTU	bentos	71,67 ± 20,01
	vegetación	6,60
OD (mg/l)	bentos	8,37 ± 1,50
	vegetación	6,93
%OD	bentos	86,83 ± 8,98
	vegetación	75,80
SDT	bentos	0,04 ± 0,01
	vegetación	0,04
Vel (m/s)	bentos	0,22 ± 0,03
	vegetación	0,01

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	100
	orilla	100
Arena (%)	centro	--
	orilla	--
Limo-Arc (%)	centro	--
	orilla	--
Arcilla (%)	centro	--
	orilla	--
MO (%)	centro	--
	orilla	--

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
P-PO ₄	0,006 ± 0,005	0,006 ± 0,005
N-NO ₂	0,004 ± 0,001	0,004 ± 0,001
N-NO ₃	0,155 ± 0,029	0,155 ± 0,029
N-NH ₄	0,001 ± 0,000	0,002 ± 0,001

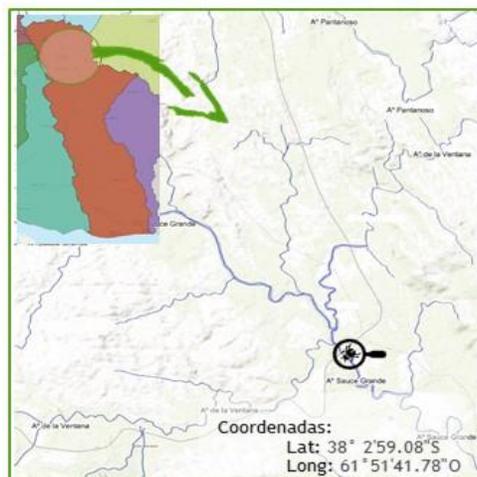
Demandas de oxígeno

		Otoño	Primavera
DBO	bentos	<1	7
	vegetación	--	--
DQO	bentos	<1	13
	vegetación	--	--



Río: Sauce Grande

- ▶ Complejo: sierra bonaerenses- Sistema Ventania
- ▶ Cuenca: Río Sauce Grande
- ▶ Orden: 3
- ▶ Total de muestras vistas: 15
- ▶ Abundancia total: 10.132 organismos
- ▶ Altitud: 297 msnm
- ▶ Tamaño de la cuenca: 341554 Ha.
- ▶ Uso del suelo: agrícola, ganadero extensivo



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	17,91 ± 4,49
	vegetación	17,58 ± 4,03
pH	bentos	8,36 ± 1,08
	vegetación	8,20 ± 0,83
ORP	bentos	213,75 ± 46,10
	vegetación	230,75 ± 36,26
Cond (µS)	bentos	202,75 ± 68,38
	vegetación	199,75 ± 66,83
NTU	bentos	184,50 ± 83,21
	vegetación	194,50 ± 94,14
OD (mg/l)	bentos	7,07 ± 2,43
	vegetación	7,17 ± 2,16
%OD	bentos	74,45 ± 18,16
	vegetación	76,00 ± 15,45
SDT	bentos	0,13 ± 0,04
	vegetación	0,13 ± 0,04
Vel (m/s)	bentos	0,15 ± 0,05
	vegetación	0,00 ± 0,00

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	--
	orilla	0,00
Arena (%)	centro	--
	orilla	43,01
Limo-Arc (%)	centro	--
	orilla	44,59
Arcilla (%)	centro	--
	orilla	12,40
MO (%)	centro	--
	orilla	14,54 ± 1,08

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
<i>P-PO₄</i>	0,010 ± 0,008	0,024 ± 0,001
<i>N-NO₂</i>	0,009 ± 0,001	0,009 ± 0,003
<i>N-NO₃</i>	0,658 ± 0,046	0,553 ± 0,179
<i>N-NH₄</i>	0,001 ± 0,000	0,001 ± 0,000

Demandas de oxígeno

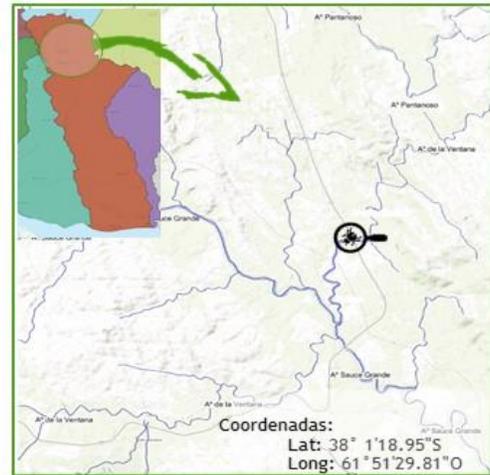
		Otoño	Primavera
DBO	bentos	<1	2
	vegetación	<1	5
DQO	bentos	<1	9
	vegetación	<1	13



Hábitats:
Total: 9
Tipos: sedimento fino,
grava y vegetación

Arroyo: Atravesado

- Complejo: sierra bonaerenses- Sistema Ventania
- Cuenca: Arroyo Sauce Grande
- Orden: 1
- Total de muestras vistas: 13
- Abundancia total: 14.233 organismos
- Altitud: 325 msnm
- Tamaño de la cuenca: 341554 Ha.
- Uso del suelo: agrícola, ganadero



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	17,74 ± 3,83
	vegetación	17,41 ± 3,94
pH	bentos	8,71 ± 0,49
	vegetación	8,66 ± 0,53
ORP	bentos	235,50 ± 28,48
	vegetación	233,50 ± 17,54
Cond (µS)	bentos	224,50 ± 42,25
	vegetación	207,50 ± 18,36
NTU	bentos	168,75 ± 59,66
	vegetación	205,75 ± 92,80
OD (mg/l)	bentos	10,88 ± 1,08
	vegetación	9,54 ± 1,10
%OD	bentos	113,40 ± 192
	vegetación	100,90 ± 4,19
SDT	bentos	0,14 ± 0,01
	vegetación	0,13 ± 0,01
Vel (m/s)	bentos	0,46 ± 0,11
	vegetación	0,38 ± 0,11

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	100
	orilla	100
Arena (%)	centro	--
	orilla	--
Limo-Arc (%)	centro	--
	orilla	--
Arcilla (%)	centro	--
	orilla	--
MO (%)	centro	--
	orilla	--

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
<i>P-PO₄</i>	0,013 ± 0,012	0,012 ± 0,011
<i>N-NO₂</i>	0,006 ± 0,002	0,007 ± 0,003
<i>N-NO₃</i>	0,371 ± 0,138	0,390 ± 0,133
<i>N-NH₄</i>	0,030 ± 0,029	0,001 ± 0,000

Demandas de oxígeno

		Otoño	Primavera
DBO	bentos	<1	<1
	vegetación	<1	<1
DQO	bentos	<1	1
	vegetación	<1	3

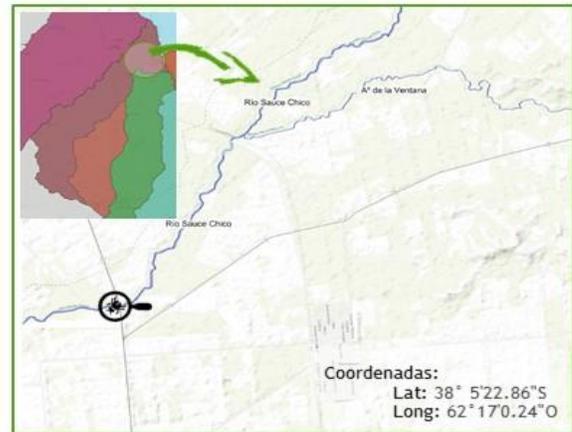


Hábitats:
Total: 8
Tipos: grava y vegetación



Arroyo: Sauce Chico

- Complejo: sierra bonaerenses- Sistema Ventania
- Cuenca: Arroyo Sauce Chico
- Orden: 2
- Total de muestras vistas: 9
- Abundancia total: 13.576 organismos
- Altitud: 253 msnm
- Tamaño de la cuenca: 166060 Ha.
- Uso del suelo: agrícola, industrial



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	17,94 ± 3,92
	vegetación	16,04 ± 5,60
pH	bentos	8,30 ± 0,71
	vegetación	8,50 ± 1,15
ORP	bentos	219,50 ± 30,01
	vegetación	242,00 ± 9,90
Cond (µS)	bentos	402,25 ± 11,95
	vegetación	398,50 ± 19,09
NTU	bentos	98,25 ± 18,95
	vegetación	90,00 ± 28,28
OD (mg/l)	bentos	8,95 ± 1,50
	vegetación	9,65 ± 2,20
%OD	bentos	96,43 ± 7,43
	vegetación	99,55 ± 11,24
SDT	bentos	0,26 ± 0,01
	vegetación	0,26 ± 0,01
Vel (m/s)	bentos	0,74 ± 0,40
	vegetación	0,63 ± 0,32

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	100
	orilla	100
Arena (%)	centro	--
	orilla	--
Limo-Arc (%)	centro	--
	orilla	--
Arcilla (%)	centro	--
	orilla	--
MO (%)	centro	--
	orilla	--

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
<i>P-PO₄</i>	0,094 ± 0,050	0,108 ± 0,064
<i>N-NO₂</i>	0,033 ± 0,020	0,032 ± 0,019
<i>N-NO₃</i>	1,703 ± 0,104	1,671 ± 0,072
<i>N-NH₄</i>	0,001 ± 0,000	0,071 ± 0,070

Demandas de oxígeno

		Otoño	Primavera
DBO	bentos	<1	<1
	vegetación	<1	<1
DQO	bentos	<1	3
	vegetación	<1	2



Arroyo: Ventana

- Complejo: sierra bonaerenses- Sistema Ventania
- Cuenca: Arroyo Sauce Chico
- Orden: 1
- Total de muestras vistas: 13
- Abundancia total: 16.955 organismos
- Altitud: 390 msnm
- Tamaño de la cuenca: 166060 Ha.
- Uso del suelo: peri-urbano, reserva



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	16,48 ± 1,38
	vegetación	18,50 ± 2,87
pH	bentos	7,63 ± 0,98
	vegetación	7,92 ± 1,23
ORP	bentos	285,50 ± 61,85
	vegetación	273,00 ± 76,31
Cond (µS)	bentos	183,00 ± 12,70
	vegetación	188,25 ± 15,59
NTU	bentos	22,75 ± 16,28
	vegetación	29,98 ± 22,75
OD (mg/l)	bentos	9,46 ± 1,43
	vegetación	10,92 ± 2,21
%OD	bentos	101,25 ± 18,00
	vegetación	120,53 ± 29,45
SDT	bentos	0,12 ± 0,01
	vegetación	0,12 ± 0,01
Vel (m/s)	bentos	0,09 ± 0,09
	vegetación	0,03 ± 0,05

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	100
	orilla	100
Arena (%)	centro	--
	orilla	--
Limo-Arc (%)	centro	--
	orilla	--
Arcilla (%)	centro	--
	orilla	--
MO (%)	centro	--
	orilla	--

Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
P-PO ₄	0,023 ± 0,000	0,0165 ± 0,003
N-NO ₂	0,004 ± 0,001	0,003 ± 0,002
N-NO ₃	0,679 ± 0,155	0,556 ± 0,202
N-NH ₄	0,001 ± 0,000	0,002 ± 0,000

Demandas de oxígeno

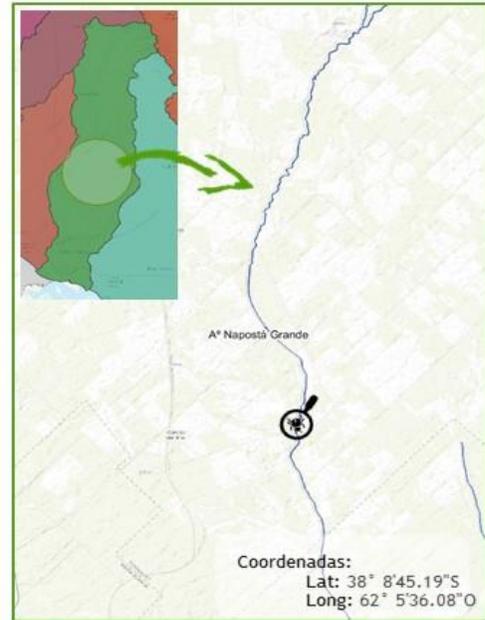
		Otoño	Primavera
DBO	bentos	<1	<1
	vegetación	<1	<1
DQO	bentos	<1	<1
	vegetación	<1	<1



Habitats:
Total: 6
Tipos: grava y vegetación

Arroyo: Napostá Grande

- ▶ Complejo: sierra bonaerenses- Sistema Ventania
- ▶ Cuenca: Arroyo Napostá Grande
- ▶ Orden: 3
- ▶ Total de muestras vistas: 14
- ▶ Abundancia total: 23.274 organismos
- ▶ Altitud: 299 msnm
- ▶ Tamaño de la cuenca: 141336 Ha.
- ▶ Uso del suelo: agrícola



Parámetros físico-químicos

Temp (°C)	bentos	15,72 ± 3,38
	vegetación	14,79 ± 4,10
pH	bentos	7,78 ± 0,96
	vegetación	7,80 ± 1,50
ORP	bentos	254,00 ± 51,16
	vegetación	257,50 ± 57,28
Cond (µS)	bentos	245,33 ± 2,31
	vegetación	249,00 ± 5,66
NTU	bentos	6,00 ± 7,21
	vegetación	2,00 ± 2,83
OD (mg/l)	bentos	7,76 ± 0,60
	vegetación	8,08 ± 1,30
%OD	bentos	76,97 ± 6,48
	vegetación	81,50 ± 5,80
SDT	bentos	0,16 ± 0,00
	vegetación	0,16 ± 0,00
Vel (m/s)	bentos	0,29 ± 0,11
	vegetación	0,19 ± 0,23

Granulometría y Materia Orgánica (%)

Grava %	centro	100
	orilla	100
Arena (%)	centro	--
	orilla	--
Limo-Arc (%)	centro	--
	orilla	--
Arcilla (%)	centro	--
	orilla	--
MO (%)	centro	--
	orilla	--

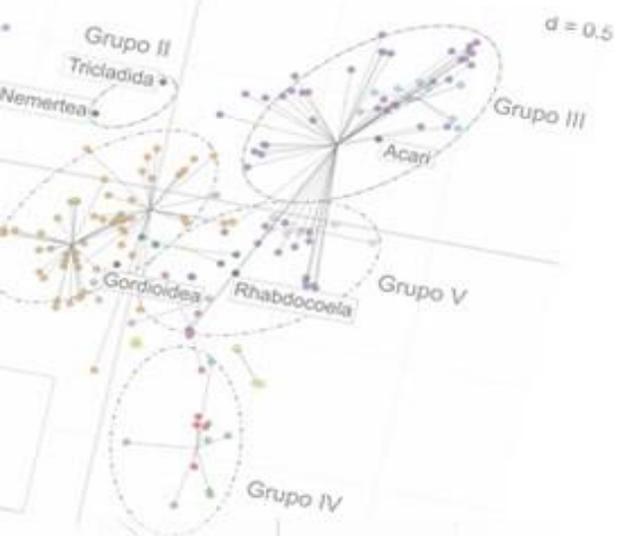
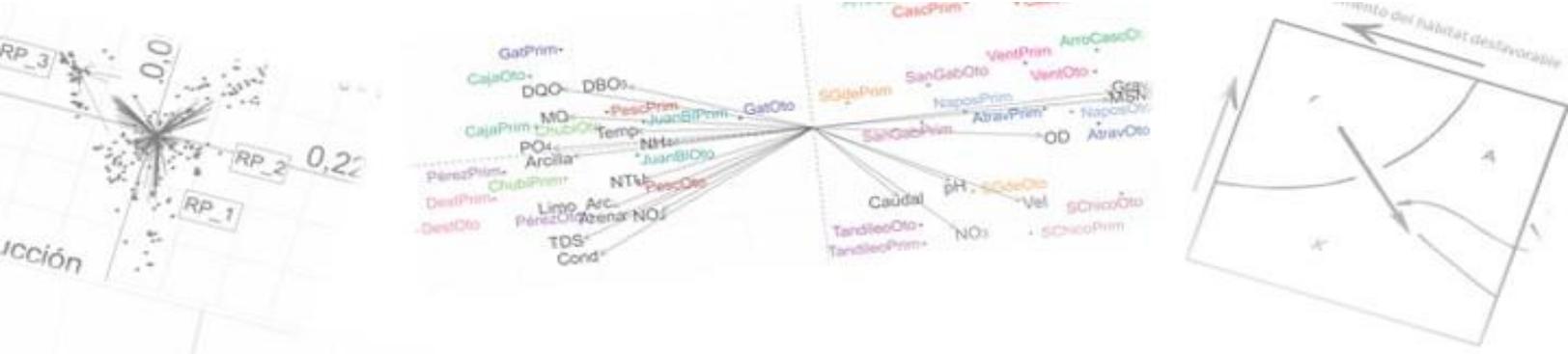
Nutrientes (mg/l)

	Bentos	Vegetación
P-PO ₄	0,0385 ± 0,011	0,043 ± 0,025
N-NO ₂	0,008 ± 0,004	0,007 ± 0,003
N-NO ₃	1,120 ± 0,173	1,001 ± 0,025
N-NH ₄	0,001 ± 0,000	0,016 ± 0,0014

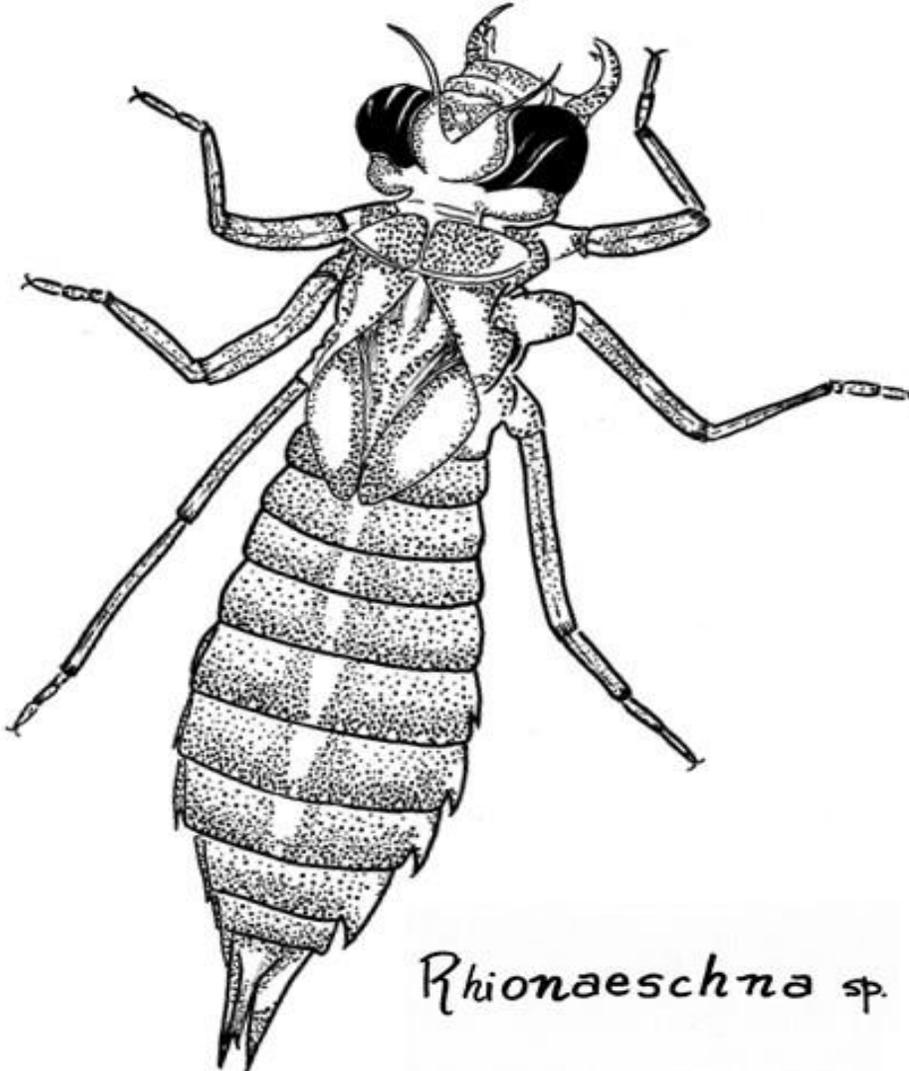
Demandas de oxígeno

		Otoño	Primavera
DBO	bentos	<1	<1
	vegetación	<1	<1
DQO	bentos	<1	<1
	vegetación	<1	<1





Material y Métodos



Rhionaeschna sp.

MR.



3. Materiales y Métodos

Los tramos seleccionados de los arroyos fueron muestreados durante los años 2015 y 2017 durante dos estaciones climáticas contrastantes: otoño (abril-mayo) y primavera (noviembre-diciembre). El desarrollo de los muestreos durante estos dos períodos fue para captar la posible variabilidad espaciotemporal y tomar todos los diferentes microhábitats.

En los meses de abril y diciembre del año 2015 se muestrearon los arroyos pertenecientes a la pampa ondulada (arroyos El Destino, Juan Blanco, El Pescado, Pérez, Del Gato) y en los meses de mayo y noviembre los arroyos que se encuentran en las sierras bonaerenses (arroyos Tandileofú, San Gabriel, Atravesado, Sauce Chico, Ventana, Napostá Grande, La Cascada y su arroyo y río Sauce Grande). Durante mayo y diciembre del año 2017, se incorporaron los muestreos de los arroyos Chubichaminí y Cajaravilla, pertenecientes a la pampa ondulada en los partidos de Magdalena y La Plata, respectivamente.

3.1 Recolección de datos fisicoquímicos

Para cada sitio de muestreo se completaron planillas en el campo (Fig. 3.1 a) donde se registraron las variables fisicoquímicas debido a que la distribución de los organismos suele estar relacionada con la composición química del agua (Faith & Norris, 1989). Las variables recomendadas por Poff & Ward (1990) medidas *in situ* fueron, entre otras, la temperatura, el caudal, la profundidad, y las características del sustrato para describir el hábitat *templet* físico de los sistemas. Se tomaron muestras de agua para la evaluación *ex situ* de nutrientes y demandas de oxígeno. En la Tabla 3.1 se encuentran detallados todos los parámetros empleados junto con sus técnicas de medición.

Se normalizaron las variables ambientales para poder ser analizadas. En el caso de los valores porcentuales se les realizó una transformación *arco seno* mientras que, para el resto la transformación fue $\log(x+1)$. Las mediciones de pH no fueron transformadas ya que de por sí, esta medida es el opuesto del logaritmo de base 10.

Tabla 3.1: Descripciones de las técnicas empleadas para la obtención de cada una de las variables ambientales medidas para el estudio de los arroyos empleados en la presente tesis doctoral.

PARÁMETRO	TÉCNICA
VELOCIDAD DE LA CORRIENTE (m/seg)	Anemómetro digital Mini Air y caudalímetro Cole-Parmer CZ-32922-10. Se tomaron tanto en el cauce como en la vegetación.
ALTURA (msnm)	Se estimó mediante imágenes satelitales y cartas topográficas del Instituto Geográfico Militar (IGM), actual Instituto Geográfico Nacional (IGN).
ANCHO MOJADO (m)	Se midió con un metro en la mitad del tramo seleccionado.
PROFUNDIDAD MEDIA (cm)	Se midió a intervalos regulares en la sección media del tramo seleccionado (Gordon <i>et al.</i> , 1994). Tanto en los arroyos El Pescado y Juan Blanco como en el Río Sauce Grande no se completaron las transectas por la profundidad del cauce, en estos casos se tomaron datos de bibliografía.
CAUDAL (m ³ /seg)	Se calculó mediante el método de integración de áreas, a través de las velocidades de la corriente medidas y el área de la sección del tramo. En los arroyos que no pudieron ser medidas se recurrió a bibliografía.
MATERIA ORGÁNICA (%)	Las muestras de sedimento se secaron con estufa a 60°C durante 48 h y se calcinaron a 500 °C durante 4 h. Se obtuvo el peso seco libre de cenizas y se calculó el % de MO (APHA, 1998). Las muestras fueron tomadas por triplicado.
GRANULOMETRÍA DEL SEDIMENTO (%)	El sustrato se clasificó de acuerdo con su granulometría como grava (> 500 µm), arena (62.5– 500 µm), limo (3.9 – 62.5 µm) y arcilla (< 3.9 µm). Se pesaron 20g de sedimento y se le agregó una solución dispersante (hexametáfosfato de sodio 1 g/l). Se separó el material grueso, arena y grava mediante tamiz 62-250 o 2000 µm diámetro dependiendo del tamaño de la grava. El material fino (limo y arcilla) se separó según el principio de Stokes mediante el “método de la pipeta” (Folk, 1974). Las muestras fueron tomadas por triplicado (Fig. 3.2 a)
T (°C)	Se obtuvieron mediante el sensor multiparamétrico Horiba U-10. Se registraron un total de 9 medidas por cada sitio y fecha de muestreo, entre el agua libre del centro y de la vegetación circundante cuando esta se encontraba presente.
PH	
CONDUCTIVIDAD (µS)	
TURBIDEZ (UNT)	
OD (mg/l)	
% DE SATURACIÓN DE OXÍGENO	
SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES (SDT)	
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO ₅)	
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)	
FOSFATO (PO ₄ ⁻³) (mg/l)	
NITRITO (N-NO ₂) (mg/l)	Las muestras de agua se filtraron en campo con filtros Whatman GF/C (0.6–0.7 µ tamaño de poro). Se determinaron las concentraciones mediante el método colorimétrico (APHA, 1998). Las muestras se tomaron en el agua libre del centro del caudal y en la vegetación circundante.
NITRATO (N-NO ₃ ⁻) (mg/l)	
AMONIO (N-NH ₄ ⁺) (mg/l)	

3.2 Muestreo de macroinvertebrados

Según lo propuesto por Elozegi & Sabater (2009), los ensamblajes de macroinvertebrados bentónicos en los diferentes ambientes se muestrearon a través de diferentes técnicas dependiendo del tipo de arroyo y/o sustrato en el que se encontraban (Fig. 3.1 b-d):

- Para arroyos con corrientes fuertes: se empleó un muestreador Surber cuya área de recolección es de 0.09m^2 y el tamaño de malla de $250\ \mu$. Este se coloca a contracorriente y con el pie o la mano se limpia y remueve todo el sustrato comprendido en el área determinada, hasta una profundidad de 10-15 cm, asegurando que los animales y el sedimento fino liberados acaben dentro de la red.
- En los arroyos con corrientes bajas y/o nulas: las muestras se tomaron mediante la Draga Ekman, con un área de $0.1\ \text{m}^2$. Esta es adecuada para sustratos finos o blandos. El muestreador presenta mandíbulas de carga que, mediante un dispositivo de muelles, evitan la pérdida del material.
- En sitios con carpetas de vegetación: se usó una cuadrícula o cuadrado con un área de 0.09m^2 y un tamaño de malla de $250\ \mu$. Las macrófitas se muestrearon recortando una porción de la planta con la ayuda de la cuadrícula.



Fig. 3.1: a) Toma de datos en la planilla de campo; b) Recipientes plásticos rotulados con formaldehído al 4% para la fijación de los organismos; c) Muestreo en arroyos de las sierras bonaerenses con muestreador Surber; y d) Elementos de muestreo de arroyos pertenecientes a la Pampa Ondulada (cuadrado para vegetación, draga Ekman, frascos rotulados, bandeja).

El muestreo se basa en el método multihábitat (Anexo 1), donde se muestrean todos los hábitats presentes en el tramo elegido en función de su representatividad. Este método refleja la biota que un flujo (incluso uno degradado) tiene la capacidad de soportar (Barbour *et al.*, 2006). Es una adaptación del método AQEM (2002) para la evaluación ecológica de los ríos, basado en Barbour *et al.* (1999) y en las normas oficiales para el muestreo de macroinvertebrados (ISO, 1985) (Elosegi & Sabater, 2009).

Se colectaron un total de 301 muestras. Las muestras se colocaron en recipientes de plástico de boca ancha, rotulados previamente y con tapa a rosca de 500 cm³ o 1000 cm³ dependiendo del tamaño del sustrato muestreado y su volumen. Los macroinvertebrados se fijaron en campo con formaldehído al 4% (v/v). En el laboratorio las muestras se trataron siguiendo el criterio descrito en Rodrigues Capítulo (1999) y Rodrigues Capítulo *et al.* (2010). El procedimiento consistió en lavar las muestras con un tamiz de 500 µm de apertura de malla, teñir el material con eritrosina B por un mínimo de 24h con la finalidad de facilitar la observación y separar los organismos, conservar las muestras en alcohol al 70% (v/v) tanto del sedimento como de los detritos, identificar los invertebrados y contar bajo microscopio estereoscópico y microscopio óptico utilizando las claves de Lopretto & Tell (1995), Domínguez & Fernández (2009) y Merritt *et al.* (2008) y, emplear técnicas microscópicas específicas para los grupos que así lo requieren, como por ejemplo los Chironomidae y Oligochaeta. Se identificaron los macroinvertebrados al menor nivel taxonómico posible, en la mayoría de los casos a nivel de género, de esta manera se conformaron las listas de taxa. Las densidades de invertebrados se expresaron como ind.m⁻² (Fig. 3.2 b-c).

Para la identificación de oligoquetos y quironómidos se realizaron montajes según los métodos sugeridos por Brinkhurst & Marchese (1992), Glasby & Timm (2008) y Opinion 2167, ICZN (en el caso de los oligoquetos) y Domínguez & Fernández (2009) (para preparaciones transitorias de quironómidos). Adicionalmente, se realizaron consultas a taxónomos expertos para confirmar las determinaciones.

En los análisis se incluyeron los taxa de macroinvertebrados raros. Los organismos pertenecientes a los mesoinvertebrados o a la meiofauna (organismos menores a 500 µ,

Fernández & Schnack, 1977) no se incluyeron, esto abarca nematodos, microcrustáceos y tardígrados (Allan & Castillo, 2007).



Fig. 3.2: a) Procesamiento del sedimento para realizar granulometría según el método húmedo de la pipeta de Folk. b) Cuenta-ganado para el conteo de los organismos más abundantes, tubos Eppendorf para el almacenamiento de macroinvertebrados, c) vista bajo microscopio estereoscópico de macroinvertebrados teñidos con eritrosina.

3.3 Rasgos biológicos y ecológicos

Los rasgos biológicos y ecológicos son las estrategias y adaptaciones reflejadas de los organismos que han sido seleccionadas evolutivamente de acuerdo con los atributos del hábitat. Permiten describir los mecanismos bajo los cuales una comunidad responde a diferentes factores ambientales, independientemente de su composición taxonómica y de la región biogeográfica (Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007; Tomanova *et al.*, 2008; Reynaga & Dos Santos, 2012).

Los ecólogos han reconocido ampliamente que los factores ambientales representan filtros para los rasgos biológicos, y que los patrones de estos rasgos están relacionados con variables espaciales del hábitat y con los disturbios. Así, los organismos que habitan ambientes sujetos periódicamente a disturbios abióticos (p.ej., inundaciones y sequías) pueden responder con el tiempo evolutivo a través del desarrollo de rasgos morfológicos, fisiológicos y/o ciclos de vida para minimizar el impacto (Díaz *et al.*, 2008). Las diferentes formas de responder al ambiente

por parte de los organismos se incluyen en modalidades o formas que puede tomar un rasgo determinado, establecidas principalmente por su habilidad para utilizar recursos del ambiente y superar los disturbios, entre otros.

Para este estudio, se definieron catorce rasgos biológicos y once rasgos ecológicos con sus respectivas modalidades (Tablas 3.2 y 3.3), considerando para ello rasgos fáciles de medir u obtener.

Guiados por el concepto del *River Habitat Templet*, se pretende relacionar a los rasgos biológicos y ecológicos con las condiciones ambientales en donde son frecuentes. El objetivo en la determinación de estas asociaciones es identificar las características que traen aparejado algún significado ecológico (Tachet *et al.*, 2002). Se encontrarán más detalles en las siguientes secciones.

3.3.1 Obtención de la información

La obtención de la información para completar los patrones de rasgos biológicos derivó de observaciones personales, consulta a especialistas y de una importante búsqueda bibliográfica disponible (Tachet *et al.*, 2002; Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007). También se incluyeron observaciones no publicadas de especialistas y asunciones razonablemente deducidas de nuestro conocimiento. Se priorizó la información sobre los taxa de la zona (información producida por el propio instituto o centros de investigaciones cercanos), en caso de que esta información no se haya encontrado se usó la bibliografía de los organismos sudamericanos (p.ej., Reynaga & Dos Santos, 2012; Tomanova *et al.*, 2008) y si esta no se encontraba, se recolectó la información disponible internacionalmente de los taxa (p.ej., Tachet *et al.*, 1994). En el caso de encontrarse muy poca información sobre un rasgo determinado se procedió a no considerar esa característica. La información para completar la tabla de rasgos ecológicos se realizó de manera particular para los taxa encontrados en este estudio, lo cual se detallará en la sección correspondiente.

A pesar de que algunas bases de datos de rasgos biológicos incluyen información sobre especies, subgéneros, tribus, familias o grupos biológicos (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000-a), el género se considera la resolución taxonómica óptima, ya que permite caracterizar

adecuadamente la relación rasgos–ambiente disminuyendo los costes de identificación que requiere el nivel específico (Dolédec *et al.*, 2006; Reynaga, 2010), motivo por el cual se definen los rasgos para los taxa a nivel de género principalmente. Los Oligochaeta son la excepción a lo mencionado anteriormente porque las taxa que lo conforman se determinaron a nivel de especie salvo algunas familias con poco conocimiento sobre su taxonomía. Este grupo estuvo conformado por 9 familias, 19 géneros y 46 especies (se encuentran incluidos los tres morfotipos de Enchytraeidae).

3.3.2 Rasgos de los taxa

El conocimiento sobre los rasgos varió entre los taxa, esto es, según los grupos superiores, las familias o los géneros.

Si un taxa resultó poco conocido, se utilizó la información de las modalidades de las especies que pertenecen a la misma familia. Por ejemplo, debido a que los géneros Dytiscidae sobre los que había información indicaban que no poseen formas de resistencia, los géneros sobre los que no había información también fueron considerados que no presentaban formas de resistencia.

Se realizaron distinciones entre los estados de desarrollo adulto-larva y larva-pupa de los taxa que contaran con la representación de ambos en los muestreos.

Se definieron un total de catorce rasgos biológicos con sesenta y ocho modalidades (Tabla 3.2) y once rasgos ecológicos con cuarenta y siete modalidades (Tabla 3.3) que pudieron ser asignados a los 215 taxa con la menor ambigüedad posible. Para brindar una estructura a la información biológica, se consideraron las características del ciclo de vida del taxón (“tamaño máximo registrado”, “distribución de tallas”), el potencial de resistencia o resiliencia de los organismos a través de los rasgos de su historia de vida (“formas de resistencia”, “adaptaciones a la corriente”, “locomoción”, “grado de tolerancia a la polución”, “forma del cuerpo”, “flexibilidad del cuerpo”), rasgos fisiológicos generales (“respiración”, “tolerancia al déficit de

oxígeno”) y los relacionados con aspectos de nutrición y reproducción (“reproducción”, “puestas”, “hábitos alimentarios”, “alimento”) del taxón.

Con respecto a la información ecológica, se focalizó en variables que reflejen las diferentes escalas del hábitat espacial. Para esto, se codificaron los taxa de acuerdo con su distribución altitudinal, el tipo de cuerpo de agua que colonizan (p.ej., si el sitio de estudio es intermitente), su distribución en el cuerpo de agua (p.ej., centro u orilla). También se codificaron las preferencias del microhábitat: tipo de sustrato, velocidad de la corriente, temperatura, pH y conductividad, sólidos disueltos totales y demanda biológica de oxígeno. Además, documentamos para cada taxón, el “estado trófico” del cuerpo de agua que habitaban.

3.3.2.1 Tabla de rasgos biológicos (Tabla 3.2)

Tamaño máximo registrado: la longitud del cuerpo en los insectos fue tomada desde la frente hasta el final del abdomen, ignorando los apéndices de la cabeza y los cercos del abdomen (Statzner *et al.*, 1997). En el caso de los organismos vermiformes como los nematomorfos, planarias, oligoquetos y larvas, la longitud fue tomada del extremo anterior al posterior. Este parámetro biométrico puede ser más responsable de la estructura trófica que la identificación taxonómica *per se* (Jennings *et al.*, 2001) ya que la teoría ecológica sugiere que el ensamblaje de organismos puede describirse utilizando espectros de tamaño ya que estos espectros reflejan el flujo de energía de la presa a los depredadores (Thiebaut & Dickie, 1992-1993). El valor con el máximo tamaño está indicado con un valor de 3 en la tabla de rasgos. Las modalidades se encuentran agrupadas por rangos que diferencian clases de tamaño desde las más pequeñas (<2,5mm) hacia las mayores categorías (>20mm).

Distribución de tallas: se confeccionó en base a las frecuencias de tamaños de los taxa empleando las longitudes obtenidas de los organismos para el cálculo del tamaño máximo. Sirve como información complementaria al rasgo anterior. Las modalidades son las mismas que en “tamaño máximo registrado”.

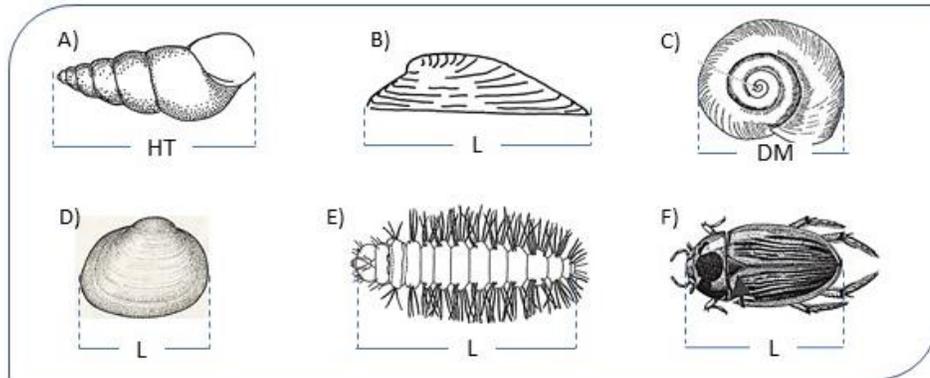


Fig. 3.3: Caracteres cuantitativos tomados para las medidas de los diferentes grupos. A-C) Forma de conchillas de gasterópodos: A) fisioide o ampullaroid, B) anchyloforme, y C) discoidal. D) Bivalvos. E) Formas vermiformes. F) Insectos. HT: altura total, L: largo: DM: diámetro mayor. Las imágenes fueron extraídas de Domínguez & Fernández, 2009 salvo la representación de los bivalvos que se extrajo de Piechocki, 1989.

Forma del cuerpo: considera la forma de la sección transversal de los organismos, definiendo las modalidades: cilíndrica, si el eje vertical del cuerpo (E1) es igual al eje horizontal (E2); comprimida o aplanada, si el eje vertical es menor al eje horizontal del cuerpo o viceversa para la segunda opción (Reynaga, 2010). Las modalidades: esférica, si el largo (D1), ancho (D2) y alto (D3) presentan longitudes similares; y son hidrodinámica, si son organismos más largos que anchos con la parte anterior ahusada y diferentes estructuras que propician al desplazamiento por el medio acuoso. Puede indicar una mayor adaptación al medio. Por ejemplo, es más probable que un taxón con características de cuerpo aplanado se encuentre en lugares con las mayores velocidades de corriente que un cuerpo esférico.

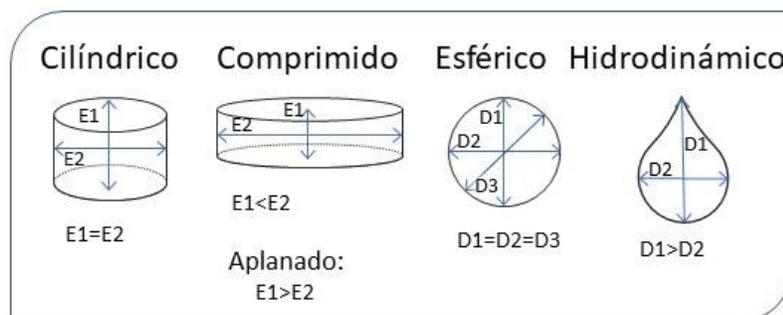


Fig. 3.4: Se puede observar los esquemas de las formas corporales de los organismos. Representaciones adaptadas de Reynaga, 2010.

Flexibilidad del cuerpo: representa el grado natural de elasticidad del organismo, medido por el ángulo alcanzado en relación con la posición horizontal (Reynaga, 2010). Una mayor flexibilidad puede ser ventajosa para escapar de áreas de alto estrés hidráulico o depredación, ya que, por ejemplo, la flexibilidad permite que la larva se deslice hacia las grietas o hendiduras (Tachet *et al.*, 1994).

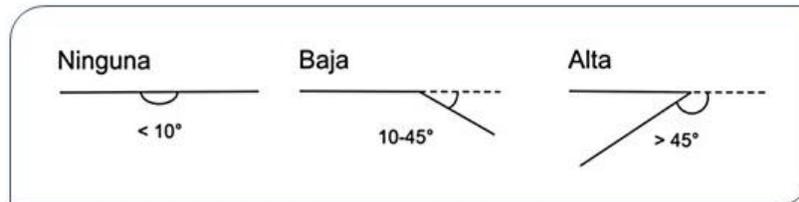


Fig. 3.5: Se encuentran representadas las tres modalidades de flexibilidad del cuerpo. Basado en Reynaga *op cit.*

Alimento: con este rasgo se incorporan las diferentes fuentes de alimentos y está fuertemente asociado a la disponibilidad de éste en el ambiente. Se incorporan en tres categorías principales: el material particulado, alimentos de origen vegetal y de origen animal. La modalidad “microinvertebrado” hace referencia a organismos que no son retenidos por el tamiz de 500 μ , sean estos pequeños de por sí o los primeros estadios de los macroinvertebrados.

Hábitos alimentarios: los grupos funcionales alimentarios (GFA) (Cummins, 1973; Cummins & Klug, 1979) son una herramienta muy útil cuando se estudia el papel de los macroinvertebrados acuáticos en los ecosistemas de los arroyos. Proporcionan información valiosa sobre la función de organismos particulares dentro de los procesos del ecosistema (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Esta clasificación toma en cuenta desde aquellos que trituran hojas para alimentarse hasta los que predan desde macroinvertebrados hasta microinvertebrados.

Puestas: los huevos en los diferentes organismos acuáticos pueden estar libres o sujetos al sustrato de diferentes maneras. Este rasgo refiere al lugar donde ocurre la oviposición, básicamente si la hembra libera los huevos en los cuerpos de agua (como muchas efímeras) o si los deposita sobre o dentro del sustrato (troncos y hojas, entre otros). Dentro de la

modalidad “masa de huevos” están incluidas las masas gelatinosas (como las pertenecientes a Chironomidae y Ancyliidae), en canastillas u ootecas de seda (p.ej., dentro de Hydroptilidae) o como *Pomacea* sp. que pone masas de huevos cementados o aglutinados.

Formas de resistencia: Townsend & Hildrew (1994) predijeron que los organismos que habitan ambientes lóticos serán más resilientes ante una alta heterogeneidad temporal y una baja heterogeneidad espacial y/o son más resistentes que los organismos que habitan en ambientes con baja heterogeneidad temporal y alta heterogeneidad espacial. La presencia de alguna de las categorías de este rasgo en los macroinvertebrados, salvo la última (“ninguno”), otorga resistencia y/o resiliencia a los organismos que habitan un cuerpo de agua.

Adaptaciones a las corrientes: refiere a las estrategias que despliegan los organismos bentónicos para contrarrestar la fuerza de arrastre del agua. Se incluyen modalidades como ganchos o ventosas que serán ventajosas para anclarse al sustrato fijo al momento de encontrarse en cursos de agua con alta velocidad de corrientes, habitáculos minerales con formas hidrodinámicas, glándulas de la seda o limo que les permita hilar estructuras y evitarán la deriva de los organismos.

Locomoción: a pesar de que generalmente los macroinvertebrados bentónicos presentan poca movilidad, la movilidad a escalas pequeñas de estos organismos es crucial para la ecología de las comunidades bentónicas, no sólo para evitar los disturbios físicos (Hinchey *et al.*, 2006), sino también en las actividades depredador-presa o en la construcción de estructuras biológicas (Piló *et al.*, 2016). Las categorías incluyen: “voladores” que son organismos cuyos adultos tienen la capacidad de volar y nadar (como muchos hemípteros), “nadadores en la superficie” o “en toda la columna” son los que sólo nadan ya sea cerca de la superficie o en toda la columna de agua, los “rastreros” son los que caminan por el fondo del cauce o sobre el sustrato, los “excavadores epi/endobentónicos” que muestran la capacidad de introducirse apenas sobre el sedimento o unos centímetros en él, y los “temporalmente fijos” como aquellos taxa que están adheridos al sustrato por un determinado tiempo ya sea por el propio tipo de desplazamiento o por algún periodo del desarrollo.

Grado de tolerancia a la polución: está basado en la distribución de los grupos de especies sensibles/tolerantes que han sido usadas para detectar cambios ambientales antropogénicos

usando las especies de macroinvertebrados como indicadores biológicos. Se corresponde a los valores de sensibilidad extrapolados de los tabulados para el cálculo del índice BMWP' (Biological Monitoring Working Party) modificado para la región por Domínguez & Fernández (1998), para los valores de tolerancia de Barbour *et al.* (1999) y según la tabla estándar para el cálculo del índice IBPAMP.

Tolerancia al déficit de oxígeno: para este rasgo se emplearon los datos medidos en los diferentes muestreos donde se encontraban los taxa. Es decir, se constataba en qué sitios el organismo en cuestión se encontraba y luego se adjudicó una tolerancia tabulada en base a la menor cantidad de oxígeno disuelto registrada en esos sitios. Los mayores valores de tolerancia al déficit de oxígeno están asociados a la contaminación orgánica y consecuentemente a la reducción de oxígeno disuelto (Pallottini *et al.*, 2017).

Respiración: las modalidades de este rasgo están asociadas a la disponibilidad de oxígeno. Se espera que prevalezcan los espiráculos o la respiración cutánea en ambientes con poco oxígeno disuelto y las branquias en los ambientes con presencia de oxígeno. En este rasgo se incorporan modalidades dentro de dos grupos, el primero de ellos se observa en los taxa que obtienen el oxígeno para respirar del agua, sea por el tegumento o las branquias, y el segundo grupo está conformado por los taxa que toman el oxígeno directamente del aire atmosférico a través de espiráculos, plastrón o pulmones.

Reproducción: esta información se obtuvo íntegramente de la bibliografía. Las estrategias reproductivas (en un sentido amplio) dependerán de las características del ambiente en donde se encuentren los taxa (Statzner *et al.*, 1997). Este rasgo, sobre sus estrategias de vida, abarca tres modalidades: los organismos que liberan los huevos al ambiente bajo alguna de las categorías encontradas en el rasgo "puestas", los ovovivíparos que ponen huevos, pero los conservan hasta la eclosión como método de protección y los que presentan reproducción asexual para la autoperpetuación (Armendáriz, 2008).

Tabla 3.2: Rasgos biológicos y las modalidades (=categorías) de los invertebrados acuáticos usados en la tesis doctoral.

Número	Rasgo	Acrónimo	Modalidad
1	Tamaño máximo registrado	TM_1	<2,5 mm
		TM_2	2,6-5 mm
		TM_3	5,1-10 mm
		TM_4	10,1-15 mm
		TM_5	15,1-20 mm
		TM_6	> 20,1 mm
2	Distribución de tallas	DT_1	<2,5 mm
		DT_2	2,6-5 mm
		DT_3	5,1-10 mm
		DT_4	10,1-15 mm
		DT_5	15,1-20 mm
		DT_6	> 20,1 mm
3	Forma del cuerpo	FC_1	hidrodinámico
		FC_2	comprimido o aplanado
		FC_3	cilíndrico
		FC_4	esférico
4	Flexibilidad del cuerpo	FL_1	ninguna (< 10)
		FL_2	baja (> 10-40)
		FL_3	alta (> 45)
5	Alimento	A_1	partículas de sedimento
		A_2	detritos finos < 1 mm
		A_3	detritos gruesos >1 mm
		A_4	micrófitas
		A_5	macrófitas
		A_6	animales muertos
		A_7	microinvertebrados
		A_8	macroinvertebrados
6	Hábitos alimentarios	HA_1	colector-recolector
		HA_2	tritador
		HA_3	raspador
		HA_4	colector-filtrador
		HA_5	predador
		HA_6	agujereador
		HA_7	parásito
7	Puestas	P_1	huevos aislados libres
		P_2	huevos aislados adheridos
		P_3	masas de huevos
8	Formas resistentes	FR_1	huevos, gémulas, estatoblastos
		FR_2	cocones

9	Adaptaciones a las corrientes	FR_3	diapausa o dormancia
		FR_4	ninguno
		AD_1	ventosas
		AD_2	glándula de limo o seda
		AD_3	mineral material-case
		AD_4	ganchos anales y/o tarsales
10	Locomoción	AD_5	uñas tarsales
		AD_6	sin adaptación
		L_1	volador
		L_2	nadador en la superficie
		L_3	nadadores en toda la columna de agua
		L_4	rastrero
		L_5	excavador epibentónicos
11	Grado de tolerancia a la polución	L_6	excavadores endobentónicos
		L_7	temporalmente fijo
		GT_1	sensible
12	Tolerancia al déficit de O₂	GT_2	tolerante
		GT_3	muy tolerante
13	Respiración	TDO_1	baja (>10)
		TDO_2	moderada (5-10)
		TDO_3	alta (≤ 5)
14	Reproducción	RS_1	tegumentaria
		RS_2	branquias
		RS_3	espiráculos
		RS_4	pulmones
		RS_5	plastrón
14	Reproducción	RP_1	ovovivíparo
		RP_2	ovíparo
		RP_3	reproducción asexual

3.3.2.2 Tabla de rasgos ecológicos (Tabla 3.3)

Altitud absoluta: se consideraron los metros sobre el nivel del mar de cada uno de los sitios abarcados en la tesis doctoral y se realizó una adaptación del mismo rasgo según lo realizado por Usseglio-Polatera *et al.* (2000-a), en este caso se categorizó en tres modalidades.

Canal: se estableció una frecuencia de presencia de los macroinvertebrados en los cursos de agua de los arroyos que presentaban o no continuidad, luego se realizó un promedio: 0% se

codificó como “0”, hasta el 33% como “1”, 66% como “2” y el 100% de presencia en un tipo de canal como “3”.

Tipo de sustrato: se realizó una nueva frecuencia de presencia de los taxa en los diferentes tipos de sustrato. Las condiciones específicas de la capa de sedimento como una capa límite, así como el sedimento como hábitat se puede reflejar en la dinámica y distribución espacial de sus comunidades de macroinvertebrados (Herrmann *et al.*, 1999). Para separar a los organismos de acuerdo con su posición preferencial en los sustratos se eligieron seis modalidades luego se realizó un promedio: 0-10% de presencia en un sustrato se “fuzzyficó” como “0”, hasta el 40% como “1”, 70% como “2” y el 100% de presencia en un sustrato como “3”. La presencia de los organismos menor al 10% fue considerada como eventualidad.

Velocidad de la corriente (preferendum): mediante las velocidades obtenidas en el campo se registraron los valores para cada microhábitat. Posteriormente, se ajustaron estas velocidades a las modalidades de la tabla de rasgos ecológicos de Ussegio-Polatera *et al.* (2000a).

Estatus trófico: basado en la tabla de rasgos ecológicos de Ussegio-Polatera *op. cit.* Este rasgo fue inferido a través de valores tabulados para cálculo del índice IBIRP Plata (Index of Biotic Integrity for the Río de la Plata) de Gómez *et al.* (2012).

Temperatura (preferendum), pH (preferendum), conductividad, sólidos en suspensión, oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno: todos se basan en los valores obtenidos por el sensor multiparamétrico Horiba U-10 con excepción de la demanda de oxígeno que se determinó según la reglamentación APHA (1998) en el cauce y la vegetación. Se busca inferir las preferencias por los microhábitats de los taxa y se tabulan según Ussegio-Polatera, *et al.* (2000a).

Tabla 3.3: rasgos ecológicos y modalidades (=categorías) de los invertebrados acuáticos usados en la tesis doctoral.

Número	Rasgo	Acrónimo	Modalidad
1	Altitud absoluta (m)	baja	baja (<100)

		media	media (100-250)
		alta	alta (>250)
2	Canal	cont	continuo
		discont	discontinuo
3	Tipo de sustrato	BC	bentos centro
		BO	bentos orilla
		VPal	vegetación palustre
		VFlo	vegetación flotante
		VArra	vegetación arraigada
		R	rocas
4	Velocidad de la corriente (preferendum)	Vel_1	nula
		Vel_2	baja (<25ms ⁻¹)
		Vel_3	moderada (25-50 ms ⁻¹)
		Vel_4	alta (>0,5ms ⁻¹)
5	Temperatura (preferendum)	fria	fría (<15°C)
		calida	cálida (>15°C)
		eurit	euritérico
6	pH (preferendum)	pH_1	>6,5-7
		pH_2	>7-7,5
		pH_3	>7,5-8
		pH_4	>8-8,5
		pH_5	>8,5-9
		pH_6	>9
7	Estatus trófico (preferendum)	oligo	oligotrófico (<0,13)
		meso	mesotrófico (0,13-0,32)
		eutro	eutrófico (>0,32)
8	DBO_5	O_1	<2
		O_2	2,1-5
		O_3	5,1-10
		O_4	>10,1
9	Conductividad	Cond_1	<200
		Cond_2	200-400
		Cond_3	400-600
		Cond_4	600-800
		Cond_5	>1000
10	Sólidos en suspensión	TDS_1	<0,1
		TDS_2	0,1-0,3
		TDS_3	0,3-0,5
		TDS_4	0,5-0,7
		TDS_5	0,7-0,9
		TDS_6	>0,9
11	Oxígeno Disuelto	OD_1	<4

OD_2	4 a 6
OD_3	6 a 8
OD_4	8 a 10
OD_5	>10

3.3.3 Tabulación de los rasgos ecológicos

La aplicación de las afinidades en los rasgos ecológicos se realizó mediante el análisis de *óptimos ecológicos*, salvo “canal”, “tipo de sustrato” y “estado trófico” que se encuentran especificados en las descripciones de los rasgos. Los valores se obtuvieron mediante el uso del paquete *Optimus prime* de la programación R, este paquete indica cuáles son los óptimos en los que los organismos se encuentran en función de los datos tomados en el campo (Sathicq *et al.*, 2019). A continuación, mediante un ejemplo, se detalla el proceso seguido:

Paso 1: establecer los rangos o categorías para el rasgo a codificar.

Conductividad					
<200	200-400	400-600	600-800	800-1000	>1000
Cond_1	Cond_2	Cond_3	Cond_4	Cond_5	Cond_6

Paso 2: correr el paquete *Optimus prime* y obtener los óptimos para cada uno de los organismos contemplados en la tesis.

Taxa	Conductividad	Límite superior	Límite inferior
P_T	1457,071	1738,457	1221,23
Oli_Cdi	330,339	842,600	129,509
Pol_A	427,096	596,388	305,86

Paso 3: indicar el rango al que corresponden la media y los límites superiores e inferiores según la tabla de rangos ya establecida (Paso 1).

Taxa	Conductividad		Límite superior		Límite inferior	
P_T	1457,071	6	1738,457	6	1221,23	6
Oli_Cdi	330,339	2	842,600	6	129,509	1
Pol_A	427,096	3	596,388	3	305,86	2

Paso 4: Cuando el valor óptimo obtenido para un organismo coincide con los valores máximos y mínimos (límite superior e inferior, respectivamente), se coloca una afinidad de “3” en esa categoría. Si los valores óptimo, máximo y mínimo no coinciden se coloca “2” en el valor óptimo

y “1” en el valor o valores implicados. Y, si el valor óptimo coincide sólo con uno de los límites, se coloca “3” en esa afinidad y “1” en la afinidad no coincidente con el valor óptimo. Por ejemplo:

Conductividad						
Taxa	Cond_1	Cond_2	Cond_3	Cond_4	Cond_5	Cond_6
P_T	0	0	0	0	0	3
Oli_Cdi	1	2	0	0	0	1
Pol_A	0	1	3	0	0	0

3.4 Confección de las tablas

Los datos obtenidos se dispusieron en tres tablas diferentes, descriptas a continuación:

- 1- *Tabla de fauna (L)*: taxa*tipos de hábitats, expresa las abundancias de taxa en unidades de muestreo (UUMM). En este caso se reemplazó la abundancia por densidades de los taxa ya que las técnicas de muestreo empleadas contenían distintas aéreas. Las densidades fueron log-transformados ($x+1$) para ser tratadas en todos los análisis. El efecto de la transformación es de suavizar las diferencias de abundancias entre los taxa dominantes y los raros (Reynaga & Dos Santos, 2012). Anexo 2.
- 2- *Tabla ambiental (R)*: variables ambientales*tipos de hábitats, en este caso sólo se registran valores cuantitativos de las características ambientales asociadas a las mismas UUMM.
- 3- *Tabla de rasgos biológicos (Q)*: categorías de rasgos biológicos*taxa, dispone los datos sobre rasgos biológicos distribuidos entre los distintos taxa.
- 4- *Tabla de rasgos ecológicos (Q')*: categorías de rasgos ecológicos*taxa, en este caso coloca los datos sobre rasgos ecológicos distribuidos entre los diferentes taxa.

3.5 Análisis de datos

En los capítulos o secciones donde la complejidad de los análisis a utilizar lo exige, se agrega una introducción estadística.

3.5.1 Datos ambientales

Análisis de componentes principales-agrupamientos

Este análisis está diseñado para reducir la cantidad de variables que deben considerarse a una pequeña cantidad de índices (ejes) llamados componentes principales, que son combinaciones lineales de las variables originales. Los nuevos ejes se encuentran en las direcciones de máxima varianza. El PCA (por sus siglas en inglés, Pearson, 1901; Hotelling, 1933) permite explicar en forma objetiva y concisa la variación en los datos (Cundari *et al.*, 2002).

Para iniciar con los análisis ambientales generales, se usaron los 16 sitios de muestreo en las dos estaciones contrastantes (primavera y otoño), lo que hace un total de 32 UUMM.

Se consideraron veinte variables ambientales, de las cuales 8 fueron fisiográficas y 12 fisicoquímicas, de nutrientes y referidas a la disponibilidad de oxígeno (Tabla 3.1). No se consideraron las variables: oxígeno disuelto ya que indica lo mismo que porcentaje de saturación de oxígeno, ancho mojado y profundidad media debido a que son mediciones para estimar el caudal de los cursos de agua.

También se establecieron para cada sitio clasificaciones referidas al “uso del suelo” (reserva, agroganadero, periurbano, agrícola, ganadero, agroindustrial), “zona” (pampa ondulada, Sistema de Tandilia y Sistema de Ventania), “uso del suelo en la zona” (por ejemplo, pampa ondulada-reserva), “tipo de ambiente” (Potamon: natural o perturbado y Ritron: natural o perturbado) y, un último agrupamiento según el arroyo al que pertenecía cada una de las muestras (por ejemplo, las muestras del A° El Destino). Se procedió a agrupar las UUMM en función de estas clasificaciones mediante los paquetes *ade4* (Thioulouse *et al.*, 1997), *factoextra*

y ggplot2 del software R (Ihaka & Gentleman, 1996), versión 3.5.1. (R, Development Core Team, 2018).

3.5.2 Datos faunísticos

ANOSIM-SIMPER

Se modificó la tabla de macroinvertebrados para realizar análisis ANOSIM y SIMPER con el software Primer 6.1-E (Clarke & Gorley, 2006). Estas modificaciones consistieron en unificar las muestras por método de muestreo, estación del año y arroyo al que pertenecían, y se dejó de diferenciar los taxa en pupa-larva o larva-adulto, diferenciación necesaria para la caracterización de los rasgos bio-ecológicos. De esta manera, se obtuvo una tabla de 72 unidades muestrales por 198 taxa. A la nueva tabla obtenida se le aplicó el índice de similitud de Bray-Curtis (Clarke & Warwick, 2001) y una transformación de $\log(x+1)$ (Ludwing & Reynolds, 1988; Marchant, 1988) para suavizar las diferencias entre las abundancias de los taxa dominantes y raros. El análisis de similitud (ANOSIM) se evaluó bajo el factor “Arroyo” y “Uso del suelo-Zona”, dicho análisis es conceptualmente comparable al ANOVA, pero no hace suposiciones sobre la distribución de datos. El estadístico de prueba R es una medida absoluta de la cantidad de separación entre grupos; R generalmente oscila entre 0, lo que indica una superposición completa y 1, lo que indica una segregación completa (Clarke & Gorley, 2006). Para las muestras que presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$), se realizó SIMPER para determinar qué taxa contribuyeron más a la similitud dentro de cada arroyo o uso del suelo dependiendo de la zona en que se encontraban (pampa ondulada o sierras bonaerenses). Este programa calcula la similitud promedio entre todos los emparejamientos de cada réplica dentro de los factores indicados y tabula la contribución porcentual promedio de cada especie a la diferencia observada (Porzio *et al.*, 2011).

Índices

Para explorar la estructura comunitaria en términos de diversidad taxonómica y funcional, la tabla de 72UUMM*198 taxa se usó para calcular la riqueza de género (S), el índice de Shannon

Wiener (H' , *bits/ind*), y el de equitabilidad (J'), el IBPamp y la diversidad de Rao para rasgos biológicos y ecológicos. A los datos de densidad se les aplicó un análisis de la varianza (ANOVA) a dos vías (Kruskal Wallis, Dunn's $p < 0,005$) para comparar las densidades en función de la estación y del sustrato.

Todos los valores fueron obtenidos mediante el programa PAST (PAleontological STatistics) Version 3.25, salvo el IBPAMP que se realizó según Rodrigues Capítulo *et al.* (2001) y las diversidades de Rao donde se utilizó el software R (Ihaka & Gentleman, 1996), versión 3.5.1. (R, Development Core Team, 2018).

Se abordó la diversidad taxonómica (DT) utilizando cinco métricas que cubren tanto la riqueza taxonómica como la estructura de dominación (Tabla 3.4). La diversidad funcional (DF) se basó en una matriz de rasgo por taxón (principalmente a nivel de género) que comprende las categorías de los rasgos biológicos y los ecológicos, según lo propuesto por Tachet *et al.* (2010) (ver Tabla 3.2 y 3.3). La DF se calculó de acuerdo con Rao (1982) y siguió la justificación resumida por Lepš *et al.* (2006). El índice resume la disimilitud de cada par de taxa con respecto a su espacio de rasgos (es decir, su superposición en los puntajes de afinidad de las categorías de un rasgo dado). Cuanto más diferente es la distribución de categorías dentro de un rasgo dado entre los miembros de la comunidad, más diverso es el rasgo. La DF se expresa entonces como la media del total de los valores de diversidad específicos del rasgo por muestra (Péru & Dolédec, 2010).

Tabla 3.4: Medidas de diversidad utilizadas en esta tesis y su justificación de empleo. Basado el Feld *et al.*, 2014.

Componente	Nombre de la métrica	Abreviación	Fundamentación	Referencia
Diversidad taxonómica (DT)	Riqueza	S	Se refiere al número de especies/taxa dentro de una comunidad y se usa ampliamente en la evaluación y monitoreo de ecosistemas debido a su concepto simplista.	
	Diversidad de Simpson	D	Explica la riqueza y la abundancia relativa de especies y expresa la probabilidad de que dos individuos dentro de una muestra no pertenezcan a la misma especie; los resultados oscilan entre 0 y 1, los números	Simpson (1949)

			más altos indican comunidades más diversas.	
	Diversidad de Shannon	H'	Explica la riqueza de especies y la abundancia relativa de especies; así, H' refleja la estructura (dominación) de una comunidad; dado un número predefinido de taxa, H' es máxima, cuando todas las especies exhiben la misma abundancia relativa.	Shannon (1948)
	Equitabilidad	J'	Expresa cuán iguales son los miembros de la comunidad con respecto a su abundancia; matemáticamente, es la relación de H' con H_{max} , donde H_{max} es la máxima diversidad de Shannon dada la riqueza de la comunidad [$H_{max} = \ln(\text{riqueza})$].	Pielou (1966)
	Índice Biótico Pampeano	IBPamp	Se basa en la sensibilidad conocida de determinados taxa y adquiere valores entre 0 y 13. Los puntajes obtenidos corresponden a distintos niveles de polución	Rodrigues Capítulo <i>et al.</i> (2001)
Diversidad Funcional (DF)	Diversidad de rasgos medios	DF	La diversidad de rasgos medios expresa la diversidad de categorías de rasgos, es decir, calcula cuán diversa es una comunidad con respecto a la abundancia relativa de miembros de la comunidad que pertenecen a las categorías de rasgos cubiertos por la comunidad; aquí, la diversidad de rasgos medios es igual a la diversidad media aritmética del total de rasgos biológicos o ecológicos (Péru & Dolédec, 2010).	Rao (1982)

Análisis de correspondencia-agrupamiento por factores

Se realizó un análisis de correspondencia (Benzécri, 1977) para observar el ordenamiento simultáneo de las UUMM y los organismos soportantes. Es una técnica de análisis exploratorio de datos diseñado para tablas de doble entrada (correspondencia simple) y tablas de múltiples entradas (correspondencia múltiple) que presentan algún tipo de relación entre las filas y las columnas. Al mismo tiempo es una técnica descriptiva de análisis multivariable de datos usada para la simplificación de datos que presentan dificultad para su descripción o comprensión. El fin de esta técnica es definir, describir e interpretar el análisis a través de un gráfico geométrico (Fernández, 2002). Sobre el ordenamiento obtenido, se agruparon los sitios en base al uso del suelo según la zona.

El análisis se hizo sobre dos tablas: i) 72UUMM*198 taxa, como se describió anteriormente y; ii) 32UMs*198 taxa, el fin de esta segunda versión fue obtener una representación más limpia y fácil de explicar sobre lo que sucede en los ordenamientos generales de los taxa en los arroyos en las dos estaciones muestreadas. Se utilizaron los paquetes *ade4*, *factoextra* y *ggplot2* del software R (Ihaka & Gentleman 1996), versión 3.5.1. (R, Development Core Team, 2018).

3.5.3 Datos de rasgos

Con las tablas de rasgos biológicos y ecológicos se realizaron diferentes análisis. Todos estos análisis se realizaron mediante el paquete *ade4* (Environmental Data Analysis, Thioulouse *et al.*, 1997) del software R (Ihaka & Gentleman 1996), versión 3.5.1. (R, Development Core Team, 2018).

Análisis de componentes principales difusos o *fuzzyficados* (FPCA)

Para investigar la redundancia de taxa entre rasgos y dentro de los rasgos (es decir, entre categorías de rasgos) realizamos un FPCA (por sus siglas en inglés) (Cundari *et al.*, 2002; Serra *et al.*, 2017). En este análisis, se considera que cada uno de los rasgos define un análisis de componentes principales centrado por categorías, usando un peso arbitrario de los taxa (Dolédec, 2009). El análisis difuso de componentes principales nos permite examinar las características de cada una de las muestras teniendo en cuenta la vaguedad del grupo en donde están. Por lo tanto, nos proporciona una evaluación realista de los datos del sistema que, como se indicó antes, por tratarse de datos difusos puede contener vaguedad en ellos (Yabuuchi & Watada, 1997).

Este método permite el cómputo del coeficiente de correlación vectorial (*coeficiente R_v*) que es un equivalente multidimensional del coeficiente de correlación ordinario entre dos variables (Robert & Escoufier, 1976) y éstas se pueden dibujar en un círculo de correlación, análogo al PCA tradicional (Dolédec, 2009). Su valor varía entre 0 y 1. Tal como ocurre en los PCA centrados, la inercia otorga una combinación de variables con la varianza máxima. Los *eigenvalues* o eigenvalores representados proyectan la variabilidad, por ende, la inercia.

Se empleó para comprobar la existencia de redundancias entre los rasgos, biológicos o ecológicos, a través del análisis de los resultados obtenidos. De esta manera, el FPCA permitió extraer los rasgos no significativos o juntar modalidades (Dolédec, 2009).

Análisis de correspondencia difusa o *fuzzyficados* (FCA).

Este análisis (FCA, por sus siglas en inglés) se asemeja a los análisis de correspondencia de un taxón por matriz de modalidad donde las afinidades de los taxa para las modalidades se indican mediante distribuciones de frecuencia. Para seleccionar rasgos que explicarán mejor la varianza en un eje dado, comparamos las relaciones de correlación de los dos primeros ejes (esto es, la relación entre la varianza entre categorías y la varianza total, ver Chevenet *et al.*, 1994) para realizar un análisis preliminar de la tabla de rasgos biológicos y de la tabla de rasgos ecológicos de los taxa.

RLQ

El análisis de las tres tablas se realizó mediante el análisis RLQ (Dolédec *et al.*, 1996), uno para los rasgos biológicos (RLQ) y otro para los rasgos ecológicos (RLQ'). El objetivo de la ordenación RLQ es maximizar la covarianza entre las combinaciones de los rasgos y las variables ambientales, por la vinculación de las matrices R y Q vía la matriz L (Dolédec *et al.*, 1996; Dray *et al.*, 2002; Dray *et al.*, 2014), entonces se podrán definir conjuntos discretos no taxonómicos separados por diferentes conjuntos de rasgos similares (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000 a-b).

Para esto se llevaron a cabo análisis de las tablas faunística, ambiental y de rasgos. La matriz de densidad de macroinvertebrados (matriz L) $\log(x+1)$ -transformada se analizó mediante un Análisis de Correspondencia (CA). Se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) para ordenar los sitios según las 20 variables ambientales (matriz R). A la matriz de rasgos biológicos y ecológicos (matriz Q o Q') se le aplicó un Análisis de Correspondencia Difuso o *Fuzzyficado* (Chevenet *et al.*, 1994). Las ordenaciones separadas en cada tabla permiten caracterizar los principales gradientes ambientales (R), comprender cómo se organizan las comunidades de especies (L) o identificar síndromes de rasgos (Q) (Dray *et al.*, 2014).

Para evaluar la fuerza de estas relaciones, la ordenación restringida resultante de las tres tablas en el análisis RLQ se comparó con los análisis separados sin restricciones de R, L y Q o Q'. El porcentaje de variación en cada análisis separado (tomado en cuenta por el análisis RLQ) se calculó para los primeros dos ejes en el análisis de tablas R, L y Q/Q'. Finalmente, para evaluar la contribución relativa de cada variable ambiental a la nueva ordenación, utilizamos las cargas factoriales en los ejes RLQ principales. Del mismo modo, los principales rasgos biológicos o ecológicos responsables de la variabilidad observada en la ordenación RLQ fueron evaluados por su posición relativa a lo largo del primer eje RLQ (Mellado-Díaz *et al.*, 2008).

Luego, se examinó la significancia del patrón de la co-estructura de la combinación del análisis RLQ mediante una prueba no-parámetrica, el Test de Monte Carlo, basado en 1000 permutaciones aleatorias de las filas. En el Capítulo 6 se encuentran los detalles de este análisis.

Método de la cuarta esquina

El método de la cuarta esquina fue utilizado para evaluar la significancia estadística de la asociación entre las categorías de rasgos individuales y los gradientes ambientales sobre las bases de las puntuaciones de RLQ (Thioulouse, 2018).

El vínculo entre las variables ambientales y las categorías fue medido por la correlación de Pearson. Se determinó la importancia de la correlación general mediante dos modelos de permutación (ter Braak *et al.*, 2012; Dray *et al.*, 2014). Los modelos 2 y 4 consisten en 4999 permutaciones de las muestras y taxa, respectivamente. De estos dos modelos de asignación al azar, se toma el valor p más pequeño para establecer una correlación significativa entre la estructura de los rasgos y el entorno (Thioulouse, 2018).

3.5.4 Codificación de la información

Se resolvieron variables descriptivas de rasgos biológicos y ecológicos dentro de un número de modalidades (Tabla 3.3 y 3.4). Para describir la conexión entre el taxón y cada una de las modalidades consideradas, las tablas de rasgos biológicos y ecológicos se construyeron

mediante codificación “fuzzy” (“fuzzyficación”) o difusa (Usseglio-Polatera, 1991; Chevenet *et al.*, 1994; Usseglio-Polatera & Tachet, 1994). Esta codificación le asigna un puntaje a cada taxón describiendo su afinidad para cada una de las modalidades de cada rasgo, siendo estos puntajes del 0 a 3 para cada taxón para cada categoría. El valor 0: indica que no hay afinidad de un taxón a una categoría dada, 1: se observa una afinidad débil a esa categoría de rasgo o se menciona en la literatura, 2: se distingue una afinidad sustancial a esa categoría de rasgos y 3: se advierte una afinidad alta a esa categoría de rasgos (Chevenet *et al.*, 1994). Este procedimiento es un camino simple y adecuado para “traducir” el conocimiento disponible sobre los rasgos de los organismos dentro de valores numéricos. También se evita asignar obligatoriamente un taxón a una única categoría, lo que puede conducir a una caracterización inadecuada del perfil biológico/ecológicos de los taxa (Chevenet *et al.*, 1994). En el caso de que haya ausencia de información sobre un taxón y una variable, se codifica como “0” para todas las modalidades. Esto asegura que en los análisis multivariados este taxón “no documentado” se trata con el perfil promedio de todos los demás taxa para la variable correspondiente; en otras palabras, su peso discriminativo para esta variable en particular sería cero (Chevenet *et al.*, 1994). Luego cada uno de los rasgos se estandariza para que todas las modalidades de un rasgo sumen uno, atribuyendo el mismo peso a cada taxón en el tratamiento de los datos, es decir, estima una frecuencia relativa de las modalidades de cada rasgo. Estos conceptos se explican con un ejemplo a continuación:

	Modalidad 1	Modalidad 2	Modalidad 3	Modalidad 4	
Especie A	0	1	0	1	→ 1) $\Sigma=2$
	0/2	1/2	0/2	1/2	} 2) Fuzzyficación
	0	0,5	0	0,5	

3) Las modalidades 2 y 4 presentan el mismo peso. De esta manera quedan estandarizados las modalidades de los rasgos.

La explicación estadística sería: si a_k es la afinidad de cada taxón de cada una de las categorías ($1 \leq k \leq m$). Los rangos de la afinidad se puntúan entre “0” y “3” para una categoría determinada. Como resultado, si un rasgo comprende m categorías, se puede indicar una afinidad puntuada de a_1, a_2, \dots, a_m entre un taxa y cada categoría de rasgo. Esta información se escala de la siguiente manera:

$$q_k = \frac{a_k}{\sum_{k=1}^m a_k}$$

con

$$q_k \geq 0$$

y

$$\sum_{k=1}^m q_k = 1$$

Para varios taxa y rasgos se expresa:

- T es el número total de taxa;
- t es el número de orden del taxón $1 \leq t \leq T$;
- V es el número total de rasgos biológicos;
- v es el número de orden del taxón $1 \leq v \leq V$;
- M_v es el número total de categorías del rasgo v ;
- m_v es el número de orden para una determinada categoría de un rasgo v con $1 \leq m_v \leq M_v$;
- $a_{tm(v)}$ los puntajes de afinidades del taxón t a la categoría de rasgo m_v ;
- $a_{t \cdot v}$ es la suma de los puntajes de afinidades del taxón t a la categoría de rasgo v ;
- $f_{tm(v)}$ es la frecuencia de la categoría m_v por el taxón t ;

$$f_{tm_v} = \frac{a_{tm_v}}{a_{t \cdot v}}$$

Como se indica arriba esto involucra que:

$$\sum_{m_v=1}^{m_v=M} f_{tm_v} = 1$$

- M es el número total de las categorías de los rasgos en la tabla ($M=M_1+M_2+\dots+M_v$);
- m es el orden de una categoría entre todas las categorías de rasgos $1 \leq m \leq M$.

Como resultado la tabla de taxa-por-rasgo tiene T filas (taxa) y M columnas (categorías) y se puede descomponer en V sub-tablas (rasgos) que contiene respectivamente m_1, m_2, \dots, m_V columnas (categorías de los rasgos).

Combinación de los dos enfoques

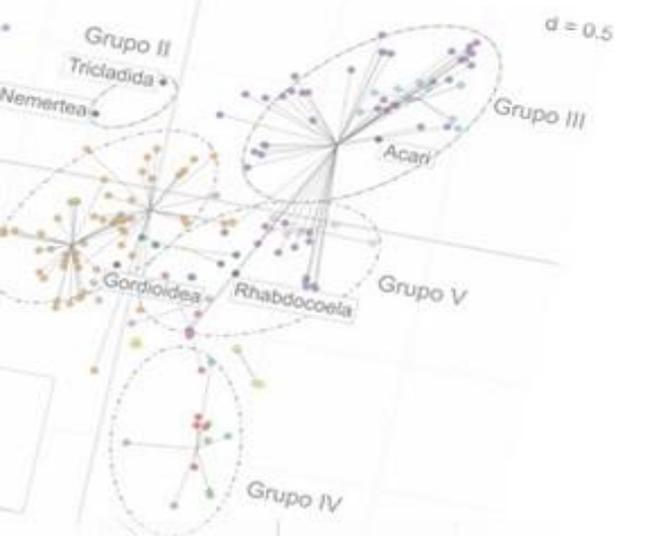
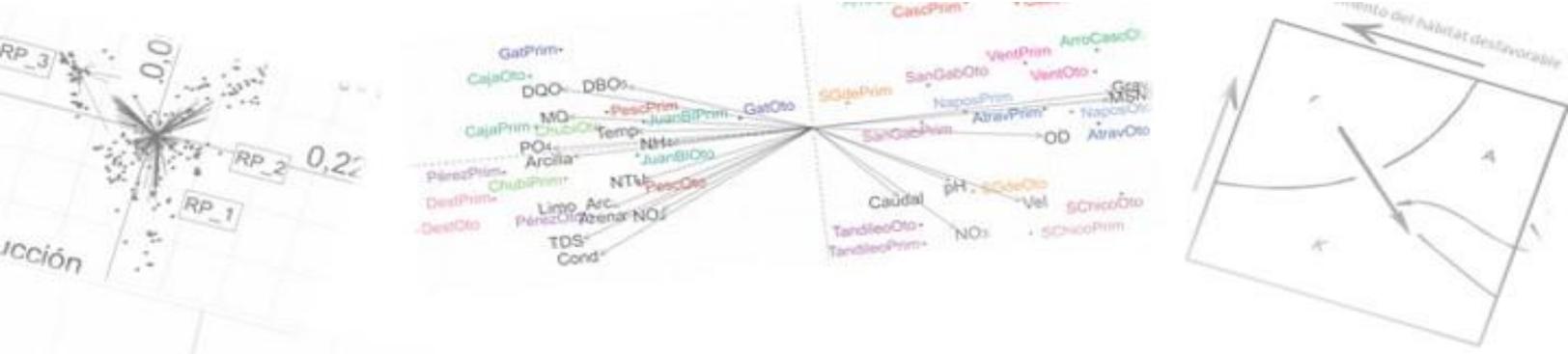
Si consideramos una tabla de variables cuantitativas para la cual se puede calcular una matriz de correlación, el análisis RLQ sería similar al PCA realizado en esta tabla, mientras que el método de la cuarta esquina podría estar relacionado con las pruebas de correlación calculadas para cada par de variables. La combinación de los resultados producidos por estos dos modelos permite probar la hipótesis nula de que al menos una tabla (R o Q) no está vinculada a L contra la hipótesis alternativa de que tanto los rasgos como el entorno influyen en la distribución de especies (es decir, los enlaces LQ y RL son significativos) (Dray *et al.*, 2014).

Los resultados se pueden representar mediante una tabla que indica la significancia con los ejes o se puede informar en un mapa de factores del análisis RLQ. Probar directamente las asociaciones entre ejes RLQ y rasgos/variables ambientales mejora claramente la interpretación de RLQ y los resultados de la cuarta esquina (Thioulouse *et al.*, 2018).

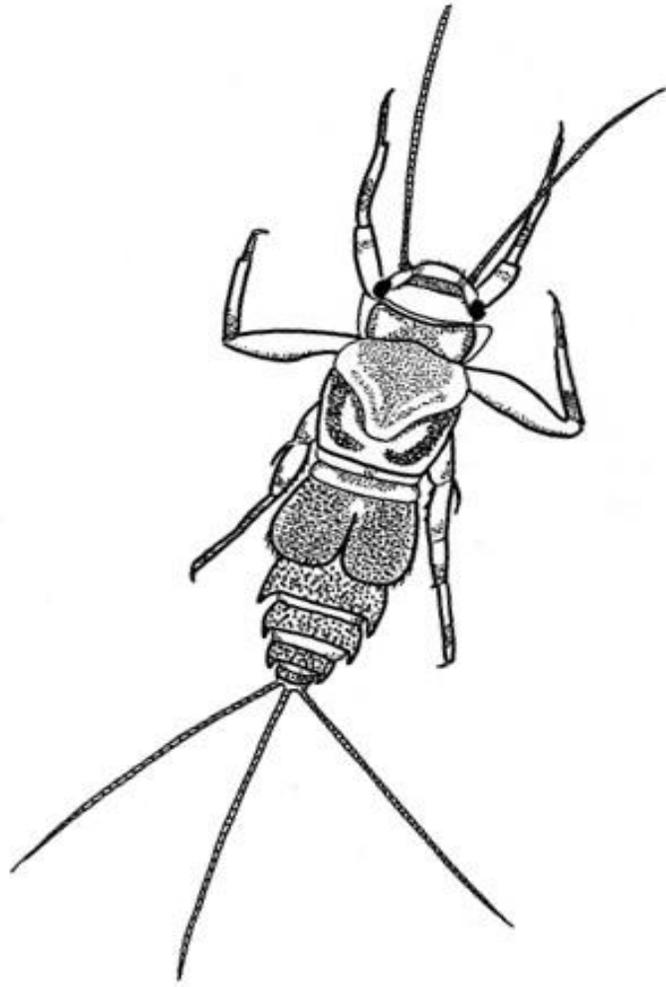
3.6 Herramienta de biomonitoreo y modelo de Hábitat Templet

Se procedió a la evaluación del uso de rasgos biológicos y ecológicos como herramienta de biomonitoreo a través del análisis de los últimos métodos combinados y de su comparación con índices taxonómicos y funcionales.

Para la confección del modelo de *Habitat Templet* para la región pampeana se realizó una importante búsqueda bibliográfica, se basó en los primeros modelos obtenidos de Greenslade (1983), la comparación con otros modelos (p.ej., Mellado-Díaz *et al.*, 2008) y, por último, el análisis meticuloso de los resultados obtenidos en el proceso de la tesis doctoral.



Resultados: Análisis individuales



Coenis sp.
MR.



4. Resultados: Análisis individuales

4.1 Datos ambientales

En las tablas 4.1 y 4.2 se resumen los resultados de las variables ambientales correspondientes a los dos complejos estudiados dependiendo del uso del suelo que presentaban. La pampa ondulada (PaOn) tuvo valores significativamente mayores para las variables: fosfato, DQO, temperatura, conductividad, sólidos disueltos totales y materia orgánica. El Complejo Sierras Bonaerenses (SiBo) obtuvo mayores valores en: velocidad de la corriente, caudal, porcentaje de oxígeno disuelto y grava.

El pH de cada complejo tuvo valores medios que variaron en la PaOn entre cercano a la neutralidad (6.7) y alcalino (8.4) con valores mínimo y máximo de 5.8 en el uso agrícola y 8.9 en el agroganadero. En las SiBo los valores medios fueron alcalinos, presentando el valor mínimo (6.7) en el arroyo de la reserva La Cascada y máximo en el mismo lugar, pero en otoño (9.9), y también en el uso agroganadero.

Aunque la turbidez no presentó diferencias significativas, los valores mínimos en la PaOn fueron de 88 NTU en el uso ganadero y de 0 NTU en la reserva de las SiBo. Mientras que sus valores máximos fueron de 800 NTU en la reserva de la PaOn y de 600 en el uso agroganadero de las SiBo. Este valor presentó un amplio rango de variación dentro de cada uso del suelo, por ejemplo: el uso de reserva en la PaOn varía entre 99 y 800 NTU.

Respecto a los nutrientes, si bien sólo se observaron diferencias significativas en el fósforo, se puede observar comparando las dos tablas que el amonio tiene valores menores a 0.001 mg/l en todos los usos del suelo serranos y que el máximo valor es de 0.03 mg/l en el uso de suelo agroindustrial. En la PaOn el valor mínimo es de 0.001 mg/l en las reservas y máximo en el periurbano con 1.7 mg/l. Respecto al nitrato, tuvo un valor máximo de 4.47 mg/l en el uso agrícola de las sierras, con valores medios de 2.25 mg/l en ese tipo de uso del suelo y de 1.68 mg/l en el agroindustrial; en el otro complejo pampeano el valor máximo se dio en el periurbano con 1.35 mg/l.

Tabla 4.1: Valores medios y rangos de variación de las variables ambientales en los sitios de muestreo según el uso del suelo en el Complejo Pampa Ondulada.

Complejo		Pampa Ondulada				
Uso del suelo		reserva	agroganadero	periurbano	agrícola	ganadero
P-PO4	(mg/L)	0,250	0,180	0,170	0,500	0,270
		0,073-0,604	0,059-0,602	0,201-0,161	0,432-0,543	0,172-0,33
N-NH4	(mg/L)	0,026	0,030	1,040	0,090	0,241
		0,001-0,078	0,002-0,089	1,697-0,404	0,042-0,179	0,009-0,506
N-NO3	(mg/L)	0,150	0,127	0,780	0,425	0,126
		0,02-0,286	0,047-0,276	0,210-1,352	0,026-0,663	0,029-0,240
N-NO2	(mg/L)	0,030	0,012	0,089	0,022	0,024
		0,002-0,117	0,004-0,031	0,05-0,128	0,001-0,035	0,005-0,023
DBO5	(mg/L)	7	1	7	2	6
		2,0-18	1,0-2	2,0-12	2,0-2	4,0-10
DQO	(mg/L)	67	38	14	32	39
		6-143	4,0-56	2,0-23	10-189	17-62
Temperatura	(°C)	22,04	26,03	19,12	16,04	19,49
		18,15-27,16	20,9-28,53	14,23-24,15	10,8-25,38	12,78-29,07
Conductividad	(µS/cm)	1036,90	505,17	739,15	457,56	665,57
		521-1550	360-797	711-766,7	274-565,70	382-1080
NTU	(mg/L)	309,53	191,39	172,23	279,34	234,32
		99,25-800	165,67-228	127,67-204	234-338,67	88,47-430,33
Velocidad	(m/seg)	0,005	0,000	0,000	0,000	0,028
		0-0,02	0-0	0-0	0-0	0,005-0,78
Caudal	(m³/seg)	0,040	0,000	0,000	0,000	0,320
		0-0,13	0-0	0-0	0-0	0,001-0,09
Oxígeno disuelto	(%)	69,800	82,590	66,190	86,170	60,460
		26,9-100	60,5-90,3	26,6-100	29,5-100	40,38-71,53
pH		8,41	8,38	7,27	6,69	7,70
		8,04-8,76	8,14-8,86	6,9-7,65	5,79-7,10	7,10-8,36
SDT	(mg/L)	0,66	0,32	0,46	0,22	0,42
		0,33-0,96	0,23-0,51	0,45-0,46	0,18-0,24	0,25-0,69
Materia orgánica	(%)	7,41	11,71	11,65	14,99	22,84
		5,29-9,42	4,48-11,8	7,47-18,9	11,04-18,61	10,69-33,13
Grava	(%)	6,57	9,70	1,87	0,00	2,71
		0-22,6	0,46-26,13	0-3,72	0-0	0-15,23
Arena	(%)	32,25	16,18	23,00	6,63	21,64
		4,47-54,82	12,82-22,67	13,6-40,9	5,36-7,89	6,73-40,23
Limo-arcilla	(%)	37,91	48,95	50,75	3,31	21,00
		15,91-57,11	42,51-54,86	44,14-56,25	0-7,89	6,74-40,5
Arcilla	(%)	23,28	25,18	24,37	28,58	40,61
		15,79-51,31	18,34-29,81	14,87-29,75	0-46,9	37,51-50,94

Tabla 4.2: Valores medios y rangos de variación de las variables ambientales en los sitios de muestreo según el uso del suelo en el Complejo Sierras Bonaerenses.

Complejo		Sierras Bonaerenses				
Uso del suelo		reserva	agroganadero	periurbano	agricola	agroindustrial
P-PO4	(mg/L)	0,011	0,015	0,020	0,030	0,101
		<0,001-0,023	<0,001-0,025	0,012-0,028	0,012-0,068	0,044-0,172
N-NH4	(mg/L)	0,002	0,004	0,026	0,220	0,030
		<0,001-0,01	<0,001-0,058	<0,001-0,055	<0,001-0,077	<0,001-0,141
N-NO3	(mg/L)	0,344	0,488	0,259	2,250	1,680
		0,111-0,830	0,233-0,731	0,121-0,476	0,947-4,47	1,59-1,81
N-NO2	(mg/L)	0,003	0,008	0,005	0,009	0,032
		0-0,01	0,004-0,012	0,004-0,005	0,004-0,012	0,013-0,052
DBO5		4	2	4	1	1
		<1-7	<1-5	<1-7	<1-2	<1-<1
DQO		7	4	10	2	1
		1,0-17	1,0-13	<1-19	<1-4	<1-<1
Temperatura	(°C)	15,93	15,71	16,30	14,31	15,99
		11,65-21,09	11,50-19,59	10,63-22,18	11,75-17,69	12,08-19,89
Conductividad	(µS/cm)	102,40	222,24	256,25	463,95	396,50
		44-195	166-305	193-339	244-597	385-408
NTU	(mg/L)	46,10	285,80	219,13	158,39	89,42
		0-71	88-600	92-468	0-530	70-110
Velocidad	(m/seg)	0,044	0,300	0,150	0,250	0,640
		0-0,156	0,06-0,483	0,001-0,946	0,02-0,66	0,4-0,86
Caudal	(m³/seg)	0,030	1,350	0,180	0,640	1,330
		0,002-0,06	0,88-3,2	0,065-0,3	0,05-1,17	1,14-1,53
Oxígeno disuelto	(%)	96,980	93,080	>100	92,480	100
		79,7-100	68,3-100	88->100	76-100	92,73->100
pH		8,18	8,75	8,33	8,08	8,64
		6,70-9,92	7,63-9,91	8,07-8,58	6,74-8,86	7,96-9,31
SDT	(mg/L)	0,07	0,14	0,17	0,30	0,26
		0,03-0,13	0,11-0,20	0,13-0,22	0,16-0,38	0,25-0,27
Materia orgánica	(%)	0,00	14,50	7,97	1,78	0-0
		0-0		5,46-10,54	0-5,75	0,00
Grava	(%)	100,00	100,00	63,77	61,65	100
		100-100	100-100	22,54-100	15,23-100	100-100
Arena	(%)	0,00	43,00	11,37	18,78	0-0
		0-0		0-26,18	0-41,99	0,00
Limo-arcilla	(%)	0,00	43,00	11,36	18,70	0-0
		0-0		0-18	0-18	0,00
Arcilla	(%)	0,00	44,00	14,91	14,44	0-0
		0-0		0-40,23	0-33,19	0,00

4.1.1. Análisis de componentes principales: PCA

Se redujeron a un total de 32 los sitios para el PCA inicial, de esta manera, se puede realizar un primer análisis del ordenamiento de los sitios respecto a las variables ambientales. Se conservó la estacionalidad porque se corresponde a la unidad temporal y los sitios por ser las unidades espaciales principales (en el análisis de RLQ se incorporan los sustratos).

El análisis de componentes principales mostró una fuerte y clara separación entre los dos complejos ambientales pampeanos estudiados aquí. Los dos primeros ejes del PCA explican el 56.1 % de toda la varianza (Fig. 4.1). El primer eje explicó el 43.3% de la varianza, y coloca del lado positivo al complejo serrano y el lado negativo al complejo ondulado. El lado positivo estuvo principalmente determinado por la grava, la altitud y el oxígeno disuelto. El lado negativo por el fosfato, la arcilla y la materia orgánica. El segundo eje incorporó el 12.8% de la varianza, su lado positivo estuvo dado por las demandas de oxígeno; y el opuesto por el nitrito, nitrato, la conductividad, sólidos disueltos totales y el caudal.

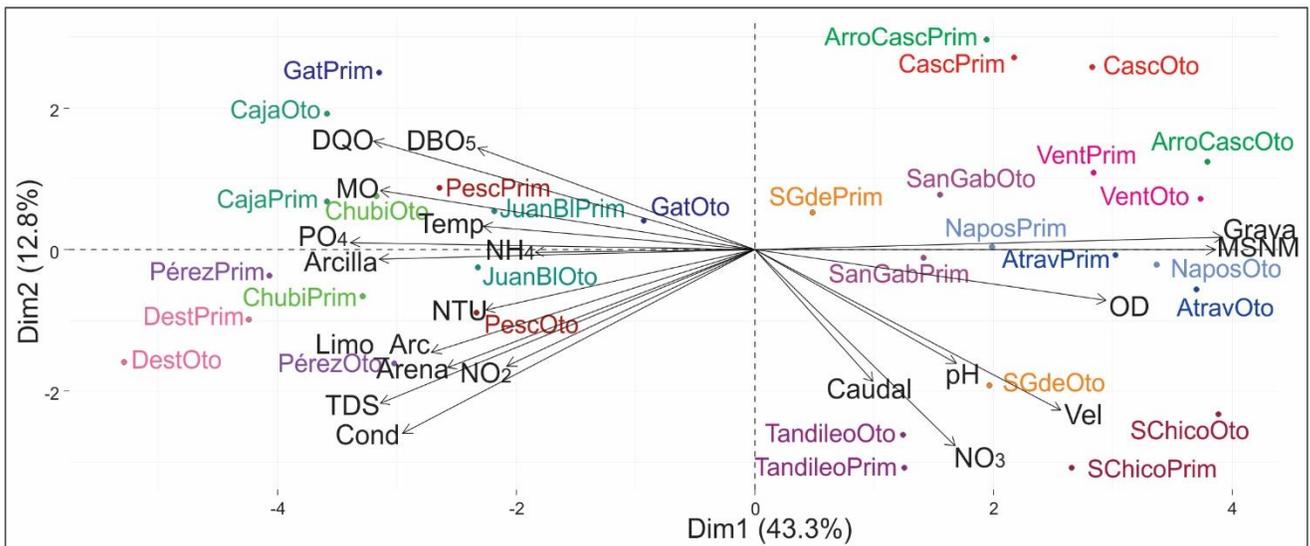


Fig. 4.1: Biplot del Análisis de Componentes Principales (PCA) para los parámetros ambientales (flechas) en los 32 sitios de muestreo (círculos macizos). Los dos componentes principales (Dim1 y Dim2) explican el 56.1% de la variación total de la información ambiental, y muestra una clara partición entre el Complejo de la Pampa Ondulada y de Sierras Bonaerenses. La Dim1 está fuertemente correlacionada con PO_4 (-0.78), DQO (-0.73), conductividad (-0.70), OD (-0.70), TDS (-0.73), velocidad (0.63) y MSNM (0.88) y, la Dim2 con las variables de MO (0.61), arena (0.76), limo-

arcilla (0.79) y arcilla (0.80). Referencias de estaciones: Oto: otoño, Prim: primavera; de arroyos y río: Dest: Destino, JuanBl: Juan Blanco, Pesc: Pescado, Gat: Gato, Chubi: Chubichaminí, Caja: Cajaravilla, Tandileo: Tandileofú, SGde: Sauce Grande, SChico: Sauce Chico, Atrav: Atravesado, Napos: Napostá Grande, Vent: Ventana, Casc: Cascada ArroCasc: A° de Cascada, SanGab: San Gabriel.

Sobre este mismo PCA se probaron diferentes agrupamientos, siendo el más adecuado para este caso el de “Uso-Zona” (Fig. 4.2). Con este agrupamiento se observó que los sistemas de la pampa ondulada son más homogéneos que los sistemas serranos donde se separan los sitios con cierto grado de perturbación (sea que esté originado por la agricultura o las industrias) de aquellos que se encuentran en reservas.

En la figura 4.2, se sitúan en el cuadrante superior derecho los sitios que tienen baja conductividad, sólidos disueltos, turbidez y nutrientes y, están asociados a lugares donde predomina la grava y la altitud. Como se puede observar, se encuentran los sitios que están dentro de una zona de reserva (La Cascada y su arroyo del Sistema Tandilia, y A° Ventana del Sistema Ventania).

El cuadrante inferior derecho está definido por las variables de pH, velocidad, caudal, nitrato y oxígeno disuelto. Como en el cuadrante anterior también es importante el aporte de las variables correspondientes a la grava y la altitud. En este cuadrante se encuentran los otros sitios pertenecientes a las sierras bonaerenses. Los usos del suelo agroganadero y ganadero se encuentran levemente superpuestos, al igual que el uso de suelo agroganadero y periurbano. Mientras que el tipo de uso agroindustrial se encuentra distante del resto.

En el cuadrante superior izquierdo, se ubicó el A° Del Gato, donde las variables predominantes fueron las demandas bioquímicas y químicas de oxígeno y materia orgánica; en los alrededores de este arroyo existe práctica intensa de la horticultura, la floricultura y la agricultura. Las otras variables que aportaron al segundo eje fueron en menor grado la temperatura, los fosfatos, el amonio y el porcentaje de arcilla. Sobre esta parte se encuentran principalmente los tipos de usos agrícola y ganaderos.

El cuadrante inferior izquierdo está representado por los mayores valores de conductividad, sólidos disueltos totales, nitritos, porcentajes de arena y limo-arcilla y, en menor medida, la turbidez. Los usos del suelo para este sector son los de reserva, agro-ganadero y periurbano de la pampa ondulada.

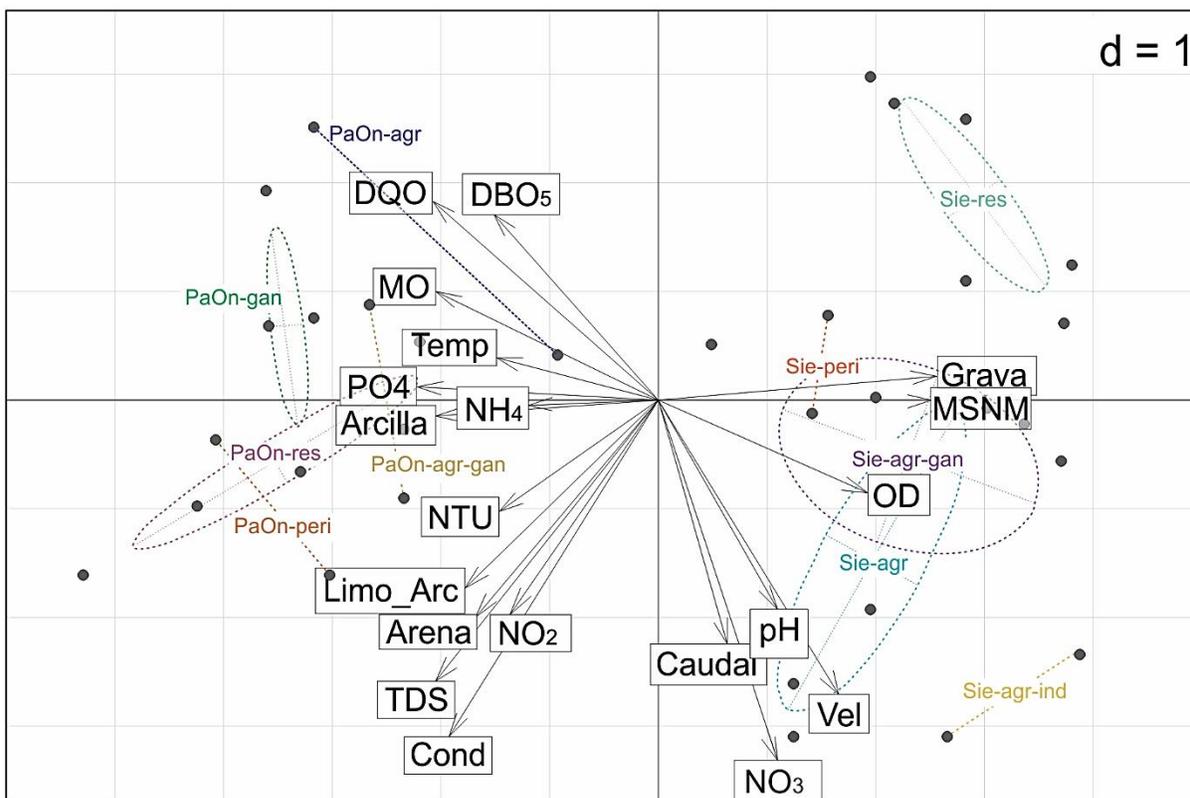


Fig. 4.2: PCA-sitios definidos *a priori* por su uso del suelo. Referencias: PaOn-agr: Pampa Ondulada-agrícola, PaOn-gan: Pampa Ondulada-ganadero, PaOn-agr-gan: Pampa Ondulada-agrícola ganadero, PaOn-peri: Pampa Ondulada-periurbano, Pampa Ondulada, PaOn-res: Pampa Ondulada-reserva, Sie-agr: Sierras Bonaerenses-agrícola, Sie-gan: Sierras Bonaerenses-ganadero, Sie-agr-gan: Sierras Bonaerenses-agrícola ganadero, Sie-peri: Sierras Bonaerenses-periurbano, Sierras Bonaerenses, Sie-res: Sierras Bonaerenses-reserva. Los puntos en el mapa factorial representan los sitios de muestreo.

4.2 Datos faunísticos

Se contabilizaron aproximadamente 227.300 individuos en 301 muestras (UUMM), donde se identificaron un total de 228 taxa. De este total, 13 taxa fueron semiacuáticos por lo que no se consideraron en los análisis. De los 215 taxa restantes, 30 presentaban dos estadios de desarrollo (larva y adulto o larva y pupa), que se diferenciaron en las tablas por presentar diferentes rasgos biológicos y/o ecológicos. Por lo tanto, en las tablas obtenidas para los análisis de diversidad taxonómica se consideraron 200 taxa. El número total de individuos contabilizados para los análisis fue de 211.636. La tabla con los porcentajes de representatividad de los 19 grupos taxonómicos considerados se encuentra en el Anexo 3.

La mayoría de los macroinvertebrados pertenecieron principalmente a los órdenes de insectos: Coleoptera, Diptera y Hemiptera. En la figura 4.3 se pueden observar los números de taxa que componen los principales grupos. Nótese que Chironomidae se graficó aparte de su orden por la importancia numérica que esta representó, esta diferenciación se conservó para los análisis realizados en este trabajo de investigación.



Fig. 4.3: Números de taxa que componen los 19 grupos taxonómicos principales. Fundamentalmente se conservó el nivel de orden, la familia Chironomidae fue considerada aparte por su importancia numérica.

4.2.1 Riqueza, densidad, dominancia e índices biológicos

Riqueza

La riqueza taxonómica total (**S**) de los sitios muestreados (Fig. 4.4) obtiene un valor máximo en los A° El Pescado, San Gabriel y El Destino con 99, 98 y 97 taxa, respectivamente. El valor más bajo se registró en La Cascada, A° de La Cascada y Sauce Chico con 39, 42 y 48 taxa, respectivamente.

En cuanto al análisis de la riqueza taxonómica del sitio en función del sustrato y la estación (Fig. 4.5), el valor mínimo se observó en La Cascada, con un valor de 7 taxa en las rocas durante el otoño y 9 en primavera. Estuvieron representados en su mayoría por oligoquetos (57%) y quironómidos (29%) en otoño y, dípteros (33%) junto con gasterópodos (22%) en primavera. Mientras que, en la PaOn fue en los arroyos de la Cuenca Del Gato con 16 y 17 taxa en el sedimento de primavera, en ambos casos la mayor representación de organismos estuvo dado por los oligoquetos ($\geq 35\%$).

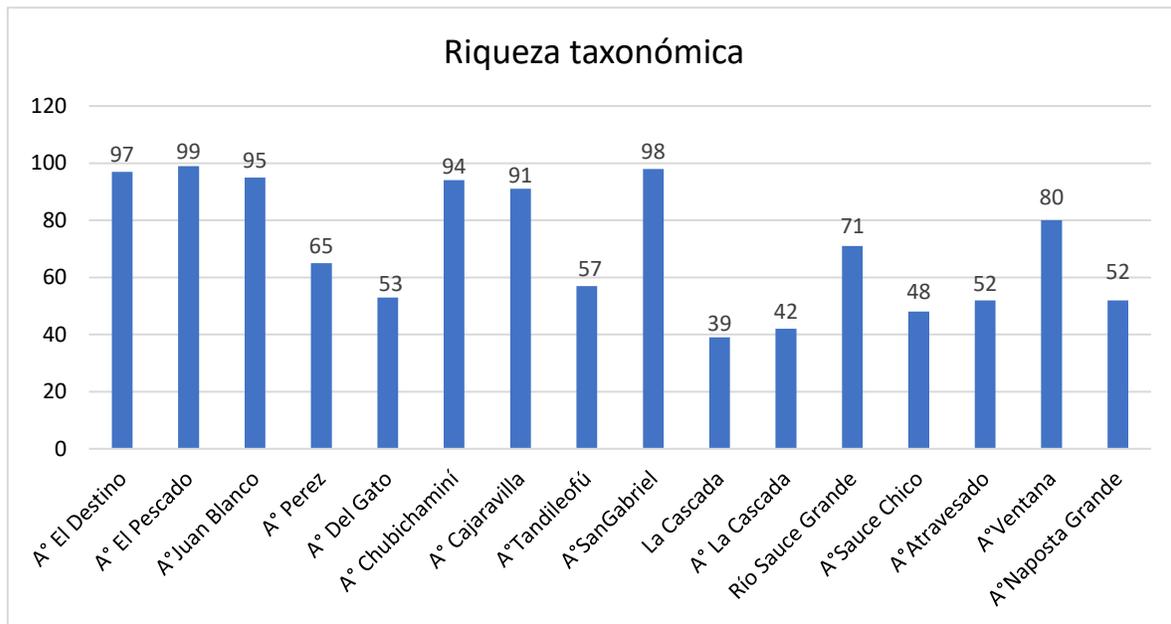


Fig. 4.4: Riqueza taxonómica total (**S**) de cada uno de los sitios abordados en este trabajo. Por encima de cada barra se encuentra el número de cada uno de los puntos.

El valor máximo de **S** fue de 71 y 68 taxa en la vegetación de primavera del A° El Destino y A° El Pescado, respectivamente. El primero de ellos, presentó el 24% de coleópteros, 17% de

quironómidos, 14% de oligoquetos y 13% de otras familias de dípteros. En las SiBo, los máximos valores fueron registrados en la vegetación de ambas estaciones del A° San Gabriel con 57 y 56 taxa y, en el A° Ventana también con 57 taxa en la vegetación de primavera. El A° San Gabriel tuvo principalmente, en otoño, una representatividad del 19% de quironómidos, 18% de oligoquetos y 16% de dípteros. En primavera, los porcentajes de representatividad fueron de 22% de quironómidos y 20% de coleópteros y oligoquetos.

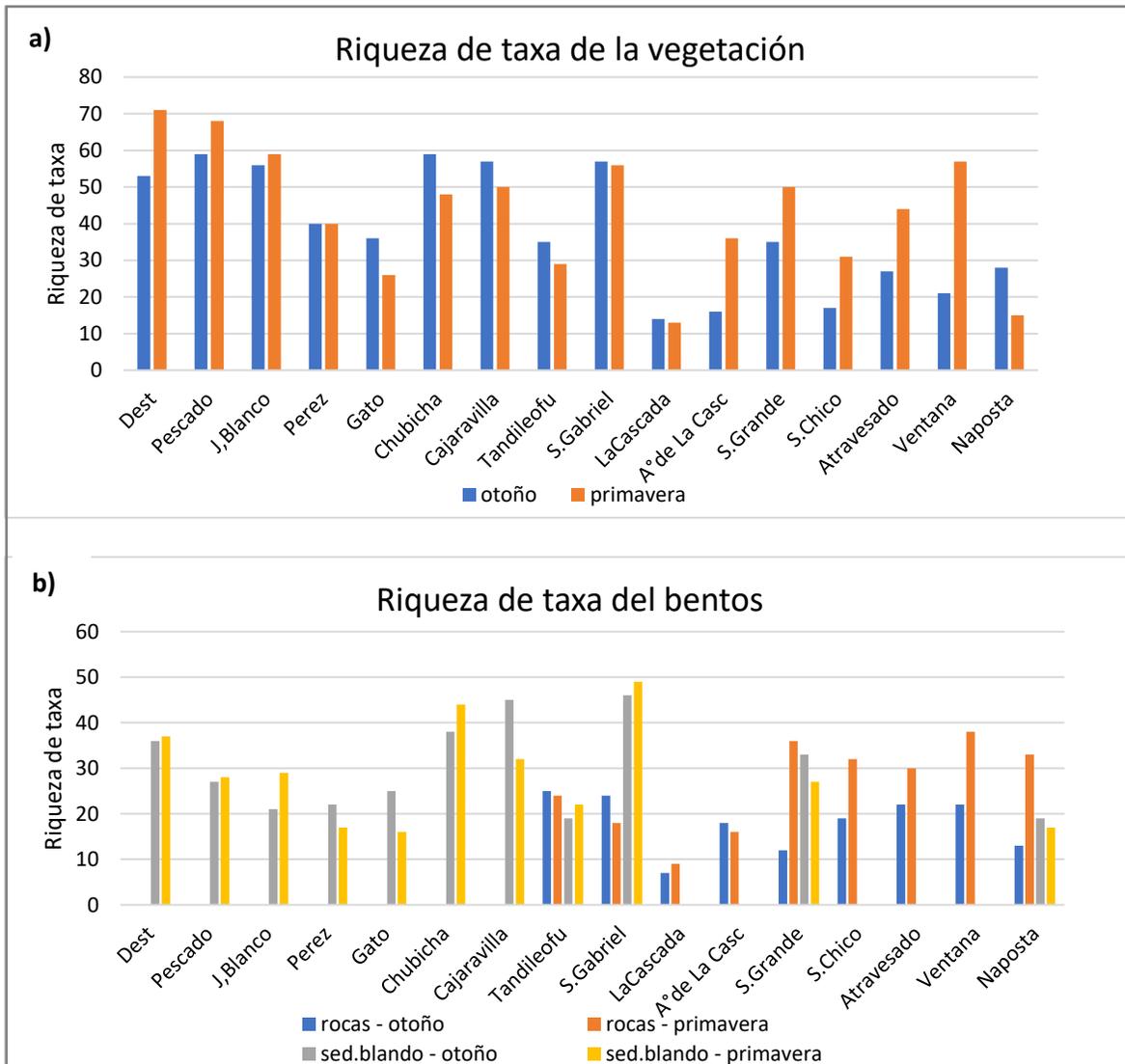


Fig. 4.5: Se indica la riqueza taxonómica de cada sitio muestreado en función de la estación climática anual (a) y del sustrato (b). Debajo de cada gráfico de barras se encuentran las referencias de los colores empleados para su representación.

En cambio, la vegetación de primavera del A° Ventana se destacó por la representatividad del 18% de dípteros y coleópteros, 16% de quironómidos y 14% de oligoquetos.

Densidad

En la figura 4.6 se observan las densidades de los taxa de los diferentes arroyos en función del tipo del sustrato y la estación del año. Los valores corresponden al promedio entre los diferentes ambientes muestreados. En el caso de sedimento fino, se promediaron los valores obtenidos de la orilla y del centro del cauce, y para la vegetación se promediaron las muestras de todos los géneros de macrófitas acuáticas.

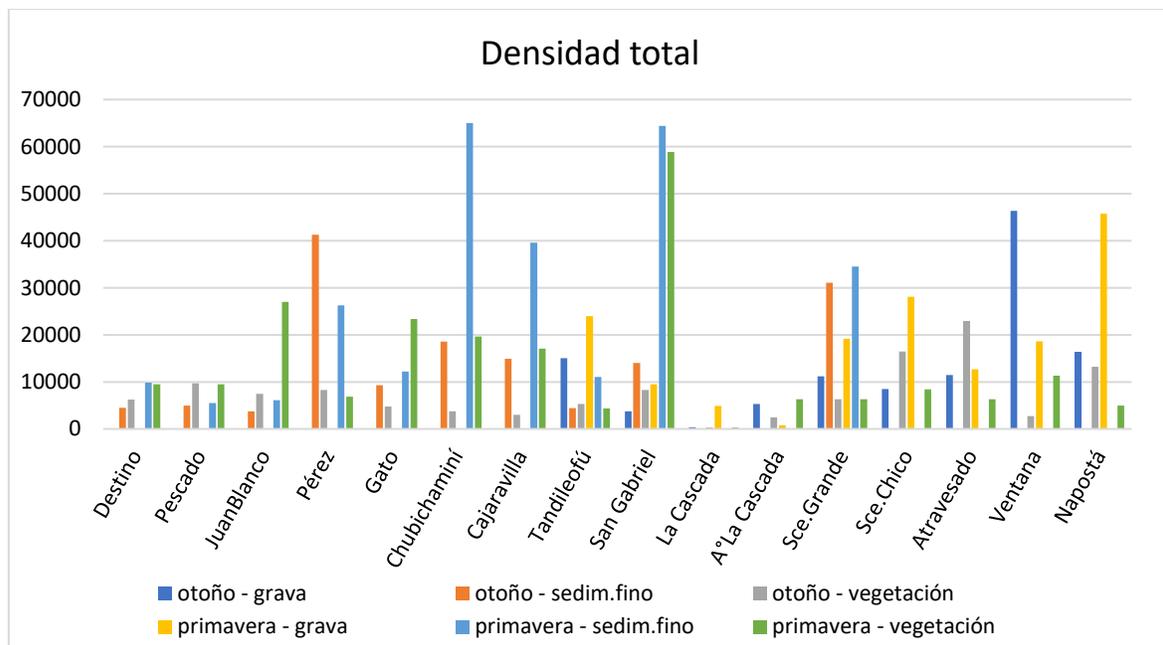


Fig. 4.6: Densidad total de macroinvertebrados (ind/m²) en los diferentes hábitats de cada sitio de muestreo en función del tipo de hábitat: bentónico (sedimento fino y grava) o vegetación, y en función de la estación del año: otoño y primavera.

En la figura se observa que la mayor densidad del A° El Destino se encontró en el sedimento fino de la primavera (9.800 ind/m²), y la menor de ellas estuvo en la vegetación del otoño. Se observaron diferencias significativas en la composición taxonómica (Fig. 4.7) tanto el sustrato como en la estación ($p < 0.001$ y $p = 0.004$, respectivamente). En cuanto a la proporción de taxa en cada tipo de hábitat se observa que en el sedimento fino del otoño hay un mayor porcentaje

de oligoquetos (37,9%) y bivalvos con gasterópodos (25%); en la vegetación un mayor porcentaje de gasterópodos (33,4%) y, en menor medida, odonatos, bivalvos y oligoquetos. La vegetación de la primavera se destacó por la abundancia de los anfípodos (39,1%) mientras que en el sedimento fino no se destaca ningún grupo taxonómico.

En cuanto al A° El Pescado, los valores más elevados de densidad se hallaron en el sedimento fino. El mayor porcentaje en todos los hábitats fue de oligoquetos, en algunos casos superando el 50% de representatividad. Los quironómidos estuvieron presentes en la vegetación de ambas estaciones (alrededor del 24% en ambos casos), y los anfípodos fueron muy numerosos en la vegetación de la primavera (25%).

En el A° Juan Blanco se hallaron diferencias significativas en el sustrato ($p= 0.007$) y en la estación ($p= 0.023$). En todos los casos el mayor porcentaje está dado por los oligoquetos, salvo en la vegetación de primavera donde los anfípodos son los que superaron el 50% de la densidad total. En segundo lugar, luego de estos dos abundantes grupos, siguieron los quironómidos, pero no superaron el 20% de representatividad.

En el A° Pérez no se observaron diferencias significativas en el análisis de la varianza. Las densidades en el sedimento fino de este arroyo estuvieron entre las más elevadas (sedimento fino de otoño: 41.283 ind/m² y de primavera: 26.283 ind/m²). En la estación de otoño el mayor porcentaje perteneció a los oligoquetos (89,5%) y en la vegetación a los quironómidos (35,3%) y, en segundo lugar, a los oligoquetos (26%). Durante la primavera se observó en el sedimento el mayor porcentaje de quironómidos (72,3%) y oligoquetos (19,8%) mientras que en la vegetación los oligoquetos fueron los más abundantes (61,8%) siguiéndole los hirudíneos (20,4%).

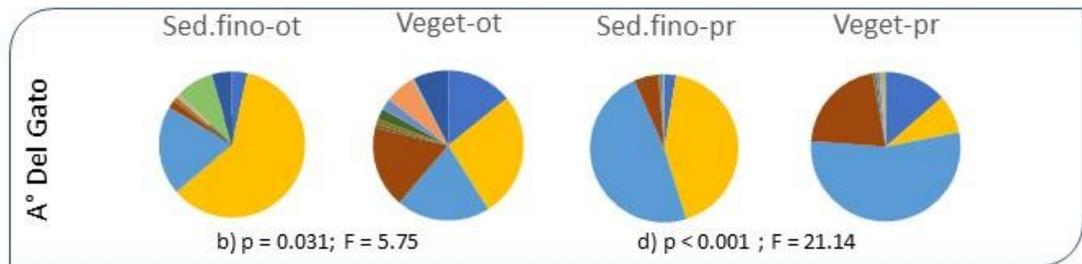
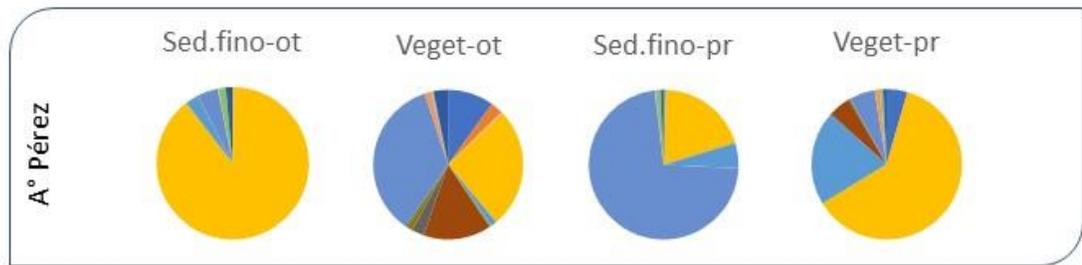
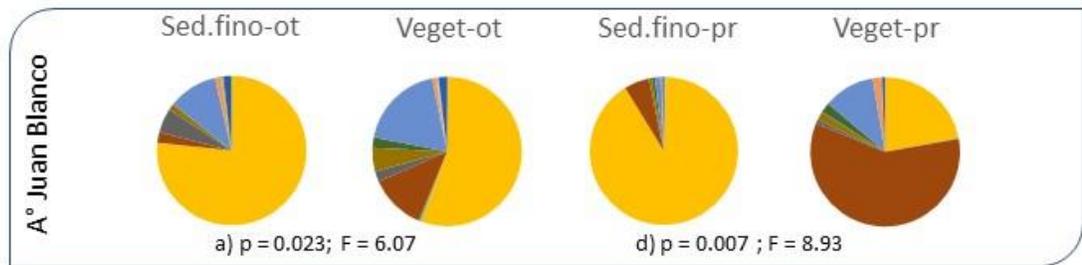
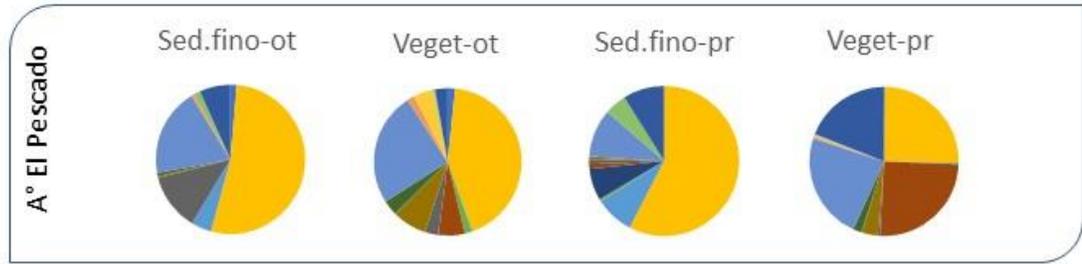
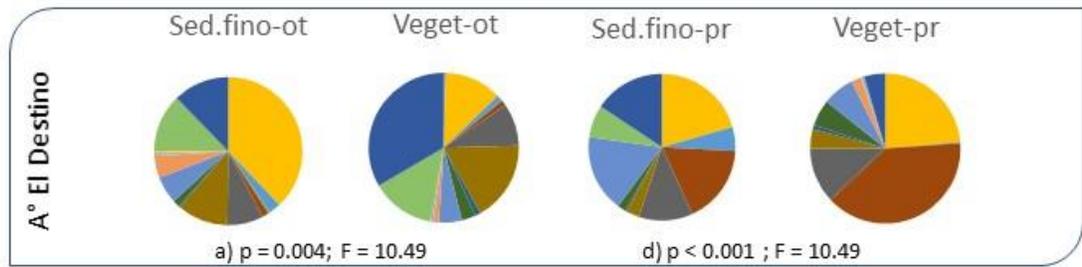
En el A° Del Gato las mayores densidades totales se registraron en el sedimento fino de ambas estaciones, y muestra diferencias significativas en el sustrato ($p < 0.001$) y en la estación ($p= 0.031$). Como en los arroyos anteriores, los oligoquetos tienen mayor porcentaje en el sedimento fino (60,3% en otoño; 42,6% en primavera). Durante la estación de primavera son los hirudíneos los que aportan principalmente a las densidades (48,2% en el sedimento fino y 54,3% en la vegetación).

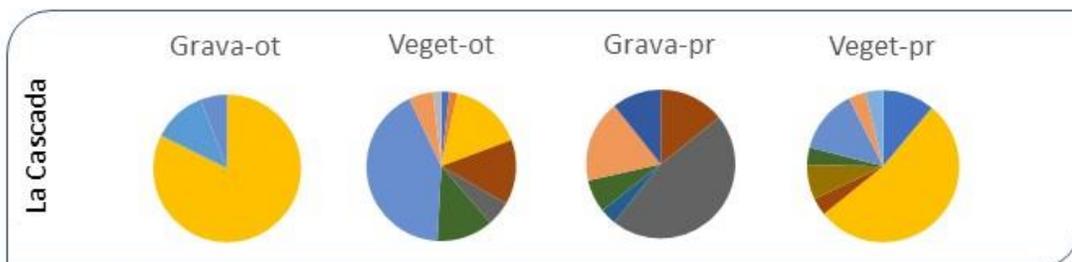
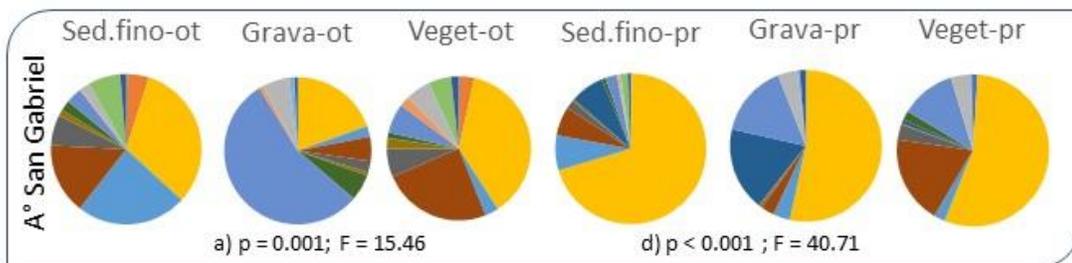
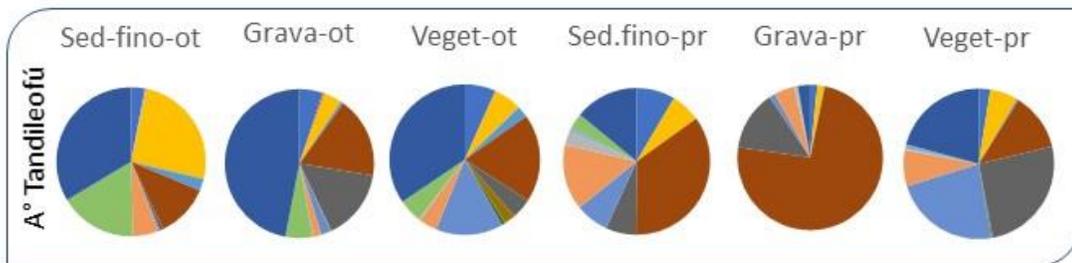
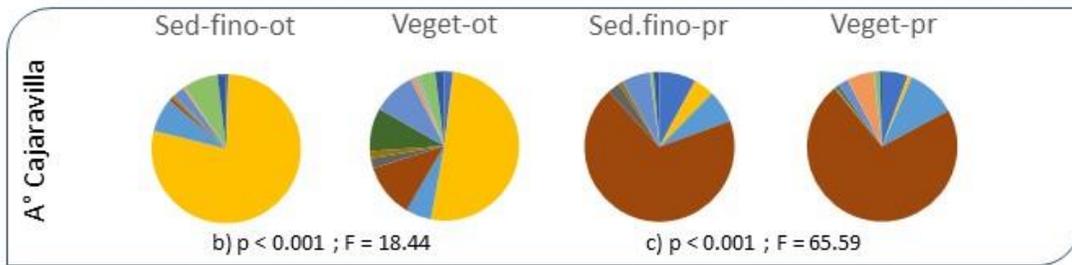
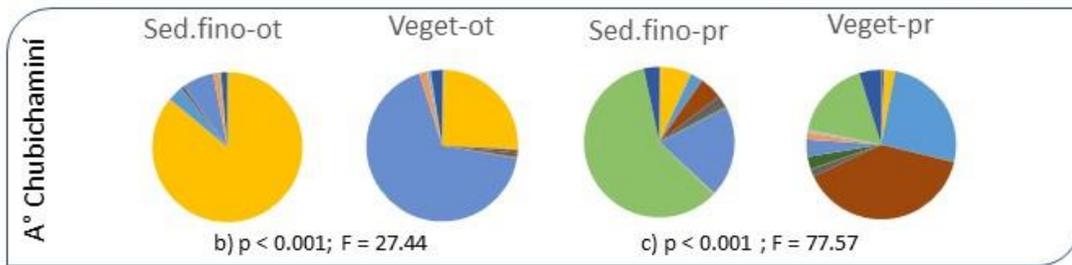
En el A° Chubichaminí, nuevamente el sedimento fino es el que presenta mayor densidad de organismos (en otoño: 18.550 ind/m² y en primavera: 65.000 ind/m²). Las mayores densidades son en el sustrato ($p < 0.001$) y en la primavera ($p < 0.001$). En el sedimento fino de otoño el porcentaje más elevado de macroinvertebrados correspondió a los oligoquetos (86%), mientras que en la vegetación fueron los quironómidos (67,4%). En los sustratos de primavera, en el sedimento fino abundaron principalmente los bivalvos (59,5%) y en la vegetación los anfípodos (39,2%).

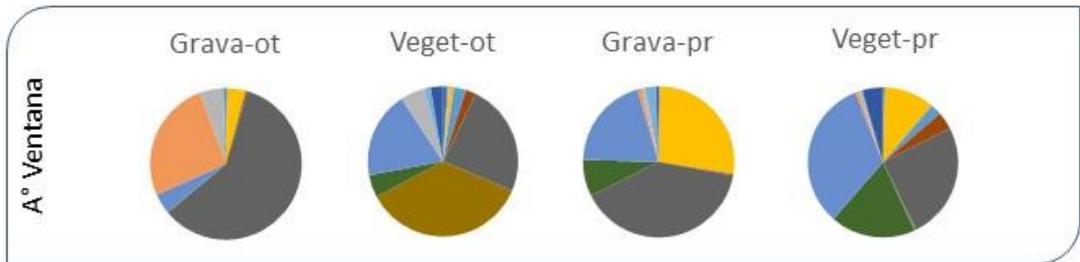
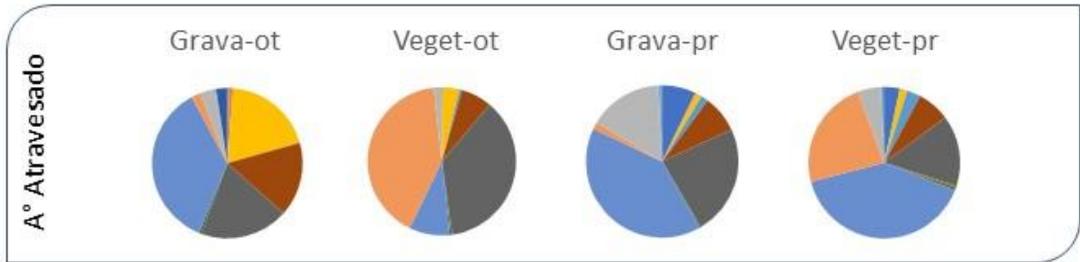
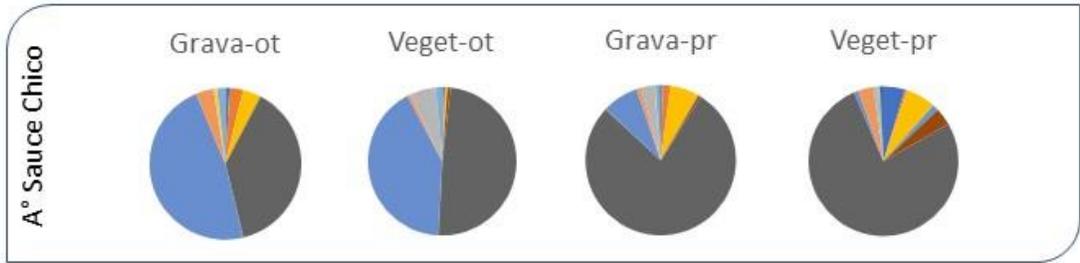
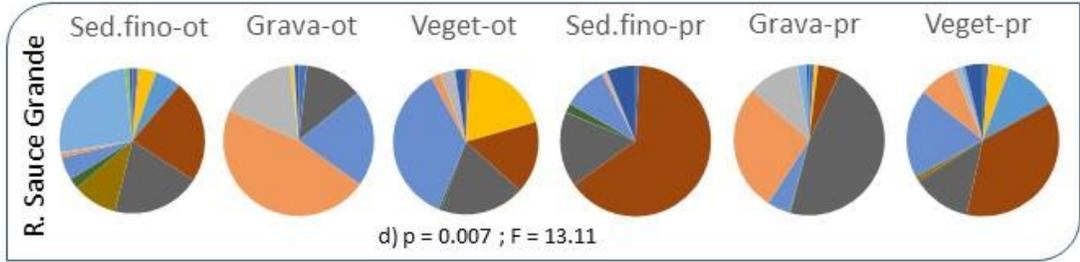
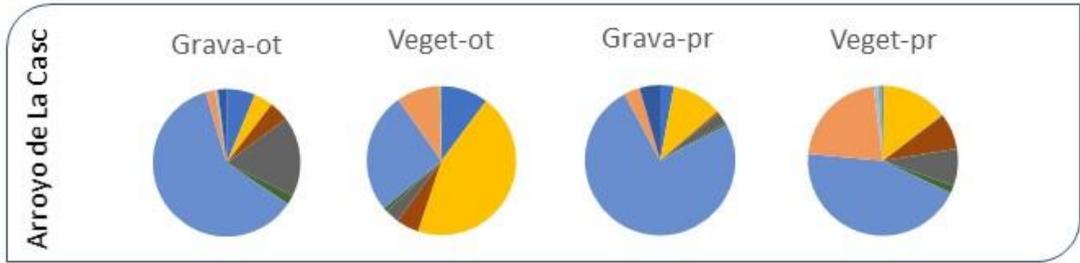
Las densidades en el sedimento fino del A° Cajaravilla en primavera es de 39.566 ind/m², y en otoño de 14.900 ind/m², y el ANOVA indica diferencias en el sustrato (siendo mayor en el sedimento fino, $p < 0.001$) y en la estacionalidad (mayor en primavera, $p < 0.001$). Los oligoquetos y los anfípodos son los organismos con mayores densidades, los primeros durante el otoño y los segundos en la primavera (todos con más del 50%).

En el A° Tandileofú, la densidad más elevada estuvo en el sedimento fino de la primavera. Los organismos que caracterizaron la estación fueron los anfípodos (sedimento fino: 35,1%, grava: 74%), y en la vegetación se hallaron los quironómidos (22,9%). Mientras que en el otoño fueron los gasterópodos (sedimento fino: 33,6%, grava: 47%, vegetación: 21,2%), y en el sedimento fino, se sumaron en segundo lugar los oligoquetos (25,4%).

Respecto al A° San Gabriel, su mayor densidad se encontró en el sedimento fino de primavera (64.433 ind/m²), aun así, las diferencias fueron significativas para la estación de otoño ($p = 0.001$) y en la vegetación ($p < 0.001$). En el otoño, tanto en sedimento fino como en la vegetación, fueron los oligoquetos los de mayor densidad (31,9% y 37,4%, respectivamente) pero en la grava el mayor grupo representado fue el de los quironómidos (55%). Durante la primavera, los oligoquetos contaron con más del 50% de representatividad en todos los sustratos, en menor medida los anfípodos en la vegetación (18,8%) y los hemípteros en la grava (17,9%).







- Rhabdocoela
- Decapoda
- Hemiptera
- Lepidoptera
- Nemertea
- Isopoda
- Coleoptera
- Ac
- Nematomorpha
- Amphipoda
- Chironomidae
- Bivalvia
- Oligochaeta
- Ephemeroptera
- Diptera
- Gasteropoda
- Hirudinea
- Odonata
- Trichoptera

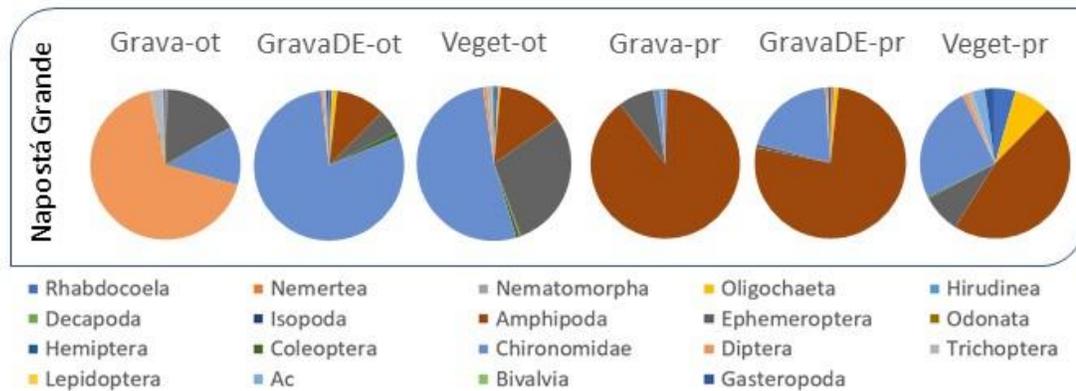


Fig. 4.7: Promedio de porcentajes de macroinvertebrados en los sitios estudiados y estaciones de muestreo. Debajo figuran los valores de significancia para la prueba de ANOVA, se encontraron diferencias significativas en: a) mayor en otoño, b) mayor en primavera, c) mayor en sedimento fino, d) mayor en vegetación. Las referencias de estos gráficos son: Sed.Fino: sedimento fino, veget: vegetación, ot: otoño, pr: primavera y GravaDE: muestra de grava tomada con draga Ekman, sólo en el A° Napostá Grande. Al pie de cada hoja de gráficos se observan las referencias de los colores.

Las densidades de La Cascada fueron las más bajas registradas (Fig. 4.6). En este punto, los oligoquetos fueron los más representados en la grava de otoño (82,4%) y en la vegetación de primavera (53,1%). Mientras que los quironómidos (42,1%) solo estuvieron en la vegetación de otoño y las efímeras en la grava de primavera (46,4%).

En el A° de La Cascada, también con bajas densidades, los valores más altos de organismos, en la grava de otoño y primavera, fueron de quironómidos (61% y 74,9%, respectivamente). En la vegetación de otoño se encontraron los oligoquetos (44,9%) y los quironómidos (26,2%), y en la de primavera los quironómidos (44,4%) y los dípteros (21,5%).

En el Río Sauce Grande, el sedimento fino fue el sustrato que mostró las más altas densidades de individuos, siendo su análisis de varianza mayor en la vegetación ($p = 0.007$). En la grava de otoño y primavera el grupo de los dípteros fue el más abundante (46,6% y 27,3%, respectivamente). Por otro lado, en el sedimento fino de otoño, los de mayor densidad fueron

los ácaros (25,8%) y los anfípodos (23%); en la estación de primavera sólo los anfípodos (64,3%). En la vegetación de otoño y primavera, con un porcentaje de representación de aproximadamente 36%, estuvieron los quironómidos y los anfípodos, respectivamente.

La mayor densidad en el A° Sauce Chico ocurrió en el sustrato grava de primavera, aquí los organismos más numerosos fueron los efemerópteros (>75%). En el otoño, sea en la grava o la vegetación, los grupos de organismos que predominaron fueron los efemerópteros y los quironómidos (entre un 40-50% aproximadamente).

En el A° Atravesado, la mayor densidad estuvo en la vegetación del otoño. En esta estación, con 36% de representación, estuvieron los grupos de quironómidos en la grava y, con el mismo porcentaje, efemerópteros en la vegetación. En la estación de primavera, el ensamble de organismos de la grava y la vegetación estuvo compuesta principalmente por quironómidos, siendo en ambos casos 40%.

En cuanto al A° Ventana, la mayor densidad total de organismos fue registrada en la grava del otoño. En esta estación, se encontraron mayoritariamente las efímeras (59,3%) y los dípteros (26,1%) en la grava, y en la vegetación los odonatos (35,8%) y las efímeras (24,1%). En la grava de la otra estación estuvieron los efemerópteros (39,7%) y los oligoquetos (27,2%) mientras que, en la vegetación principalmente los quironómidos (32,6%) y los efemerópteros (25,2%).

En el A° Napostá Grande, las densidades de organismos mayoritarias del otoño fueron de dípteros (>50% en todos los casos), en la grava de la orilla y la vegetación pertenecieron a Chironomidae. En la estación contrastante (primavera), los organismos con mayores densidades fueron los anfípodos, en la grava del cauce y de la orilla en más del >75%, y en la vegetación >45%.

Dominancia e índices biológicos.

Con el fin de realizar un análisis de la diversidad taxonómica (DT) se realizaron agrupamientos de los sitios dependiendo de los valores indicados por los índices de Shannon

(H') y Simpson (D). Ordenados de mayor a menor DT: (I) $H' \geq 3,1$ y $D \geq 0,79$ con los arroyos El Destino, El Pescado, Juan Blanco, San Gabriel y Ventana; (II) $H' > 2,9$ y $D \geq 0,73$ se encuentran los arroyos Del Gato, Chubichaminí, Cajaravilla, Tandileofú, Atravesado, A° de La Cascada, Río Sauce Grande; (III) H' entre 2 y 2,8 y D entre 0,55 y 0,70 conformado por los arroyos Pérez, La Cascada y Sauce Chico; y (IV) $H' < 2$ y $D > 0,5$; A° Napostá Grande. Los resultados de cada tipo de ambiente se observan en la tabla 4.3.

Los mayores índices de equitabilidad ($J' > 0,65$) se obtuvieron en los arroyos El Destino, El Pescado, Tandileofú, A° de La Cascada, Sauce Chico y Río Sauce Grande. En tanto, los dos arroyos con los menores J' fueron Pérez (0,41) y Ventana (0,46).

Con respecto a los resultados obtenidos por el **IBPamp** (Tabla 4.3), los A° Chubichaminí y San Gabriel indicaron ambientes no poluidos. Los arroyos El Destino, El Pescado, Cajaravilla, Tandileofú, Sauce Chico, Atravesado, Ventana, Napostá Grande y Río Sauce Grande exhibieron contaminación leve. Los A° Juan Blanco, Pérez y Del Gato en su cabecera presentaron contaminación moderada. La Cascada y su arroyo aguas abajo indicaron contaminación fuerte, en este punto cabe indicar que el índice no aplica para los ambientes de esta cascada.

Las estimaciones de la diversidad funcional (DF) a través del índice de Rao (Tabla 4.3) para los rasgos biológicos (**Rao-Q**) tuvieron un valor superior o igual a 0,2 en los arroyos El Destino, El Pescado, Del Gato, Chubichaminí, Tandileofú, San Gabriel, Ventana y Río Sauce Grande. Los mayores valores para rasgos ecológicos (**Rao-Q'**) lo tuvo el A° de La Cascada ($0,21 \pm 0,04$). Los valores más bajos (entre 0,10 y 0,14) de Rao-Q fueron estimados en los sitios de A° La Cascada, A° Sauce Chico y Napostá Grande; en cambio para Rao-Q' fueron en A° El Pescado, Juan Blanco, Atravesado y La Cascada. El resto de los arroyos presentaron valores intermedios.

Tabla 4.3: Valores de riqueza total (S), promedio de diversidad de Simpson (D), diversidad de Shannon (H'), equitabilidad (J'), índice biológico pampaeano (IBPamp) y diversidad de Rao para rasgos biológicos (Rao-Q) y ecológicos (Rao-Q') para los dieciséis sitios estudiados.

Sitio	S	D	H'	J'	IBPamp	Rao-Q	Rao-Q'
El Destino	97	$0,91 \pm 0,01$	$4,11 \pm 0,12$	$0,71 \pm 0,10$	$8,75 \pm 1,26$	$0,30 \pm 0,08$	$0,19 \pm 0,03$

El Pescado	98	0,89 ± 0,04	3,81 ± 0,13	0,65 ± 0,21	7,75 ± 2,63	0,22 ± 0,08	0,13 ± 0,05
Juan Blanco	95	0,83 ± 0,07	3,38 ± 0,38	0,62 ± 0,16	7,25 ± 3,20	0,17 ± 0,05	0,14 ± 0,02
Pérez	64	0,69 ± 0,17	2,60 ± 0,81	0,41 ± 0,20	6,50 ± 1,29	0,16 ± 0,10	0,17 ± 0,04
Del Gato	52	0,78 ± 0,10	2,86 ± 0,65	0,53 ± 0,18	6,00 ± 2,16	0,27 ± 0,07	0,16 ± 0,03
Chubichamini	94	0,76 ± 0,15	3,02 ± 0,54	0,58 ± 0,11	9,75 ± 1,89	0,20 ± 0,07	0,17 ± 0,02
Cajaravilla	91	0,73 ± 0,17	3,08 ± 0,84	0,59 ± 0,11	8,25 ± 2,06	0,18 ± 0,08	0,17 ± 0,02
Tandileofú	56	0,75 ± 0,17	2,87 ± 0,70	0,66 ± 0,10	7,67 ± 1,21	0,23 ± 0,09	0,16 ± 0,02
San Gabriel	97	0,86 ± 0,04	3,54 ± 0,47	0,58 ± 0,14	9,67 ± 1,51	0,24 ± 0,06	0,15 ± 0,01
La Cascada	39	0,68 ± 0,18	2,44 ± 0,76	0,60 ± 0,10	4,00 ± 2,58	0,17 ± 0,07	0,14 ± 0,06
A°La Cascada	42	0,76 ± 0,10	2,88 ± 0,50	0,68 ± 0,02	5,25 ± 0,96	0,14 ± 0,03	0,21 ± 0,04
Sce. Grande	70	0,77 ± 0,13	2,99 ± 0,81	0,71 ± 0,71	7,83 ± 2,32	0,21 ± 0,06	0,15 ± 0,02
Sce. Chico	47	0,56 ± 0,20	2,03 ± 0,52	0,66 ± 0,06	8,50 ± 2,38	0,13 ± 0,03	0,15 ± 0,02
Atravesado	51	0,78 ± 0,10	2,86 ± 0,67	0,64 ± 0,07	9,00 ± 1,41	0,17 ± 0,04	0,14 ± 0,02
Ventana	79	0,79 ± 0,13	3,08 ± 0,91	0,46 ± 0,11	9,40 ± 1,14	0,22 ± 0,07	0,15 ± 0,04
Napostá Gde.	51	0,53 ± 0,21	1,78 ± 0,76	0,59 ± 0,18	7,83 ± 2,04	0,11 ± 0,04	0,16 ± 0,05

4.2.2 Análisis de similitud y de porcentaje de similitud: ANOSIM y SIMPER

El análisis de similitud (ANOSIM) arrojó un R Global, factor “Uso-Zona” de 0,46, con un $p=0.001$. En la tabla 4.4 se muestran los ensamblajes de los usos del suelo según la región a la que pertenecen que resultaron significativamente distintos entre todos los pares.

Tabla 4.4: Valores del análisis ANOSIM para las pruebas de a pares que resultaron significativamente distintas. Se informa el R de cada par y el nivel de significancia.

	Pares	Estadístico R	Significancia
Pampa Ondulada	reserva, agrícola	0,919	0,2
	reserva, ganadero	0,405	0,1
	agroganadero, agrícola	0,771	2,9
	agroganadero, ganadero	0,375	1,2
	periurbano, agrícola	0,344	8,6
	periurbano, ganadero	0,54	0,6
Sierras Bonaerenses	agrícola, periurbano	0,492	0,2
	agrícola, reserva	0,301	0,1
	periurbano, ganadero	0,45	1,2
	periurbano, agroindustrial	0,775	1,6

Los resultados del análisis SIMPER del agrupamiento de los sitios por el uso del suelo en función de la zona se muestran en la tabla 4.5. En la misma se destacan los principales taxa que contribuyeron a la disimilitud entre los pares que presentaron diferencias significativas en el ANOSIM. En la tabla se muestran los taxa que contribuyeron aproximadamente en un 25% a esta disimilitud.

Tabla 4.5: Resultado del análisis SIMPER. Se muestra el promedio de la abundancia relativa porcentual (%Abund.) y el porcentaje de contribución (%Contrib) de los taxa que aportaron en mayor medida a la disimilitud de los usos del suelo (%Dis). Los acrónimos correspondientes a los taxa se encuentran en el Anexo 2.

Pampa Ondulada

Taxa	%Abund		%Contrib	Taxa	%Abund		%Contrib
% Dis= 55,45	reserva	agrícola		% Dis= 44,10	agroganadero	ganadero	
DugesIIDae	1,03	6,53	5,48	A_H	4,58	6,91	4,37
Hi_1	3,17	8,13	5,34	G_Hel	0,7	4,2	3,91
E_Cae	5,18	0	5,13	Di_Ce	0,81	4,1	3,89
Oli_Ael	0	4,82	4,87	Hi_1	4,25	6,66	3,12
Oli_Nai	6,22	1,88	4,52	Ch_Ort	3,52	5,43	3,04
% Dis= 43,63	reserva	ganadero		B_Sph	3,66	6,16	2,98
Hi_1	3,17	6,66	4,34	DugesIIDae	2,99	4,93	2,96
DugesIIDae	1,03	4,93	4,13	Oli_Enchy	1,91	2,95	2,92
B_Sph	3,32	6,16	4	% Dis= 46,86	periurbano	agrícola	
G_Hel	3,31	4,2	3,47	A_H	3,23	6,71	5,56
E_Bae	3,43	1,68	3,32	Ch_Chi	7,82	4,28	4,84
Oli_Enchy	0	2,95	3,32	Oli_Ael	1,44	4,82	4,53
Ch_Ort	2,79	5,43	3,29	G_Hel	3,39	0	4,5
% Dis= 52,83	agroganadero	agrícola		Oli_Nai	4,49	1,88	4,2
Oli_Nai	7,09	1,88	5,7	B_Sph	4,64	3,35	3,72
Oli_Ael	0	4,82	5,35	% Dis= 48,28	periurbano	ganadero	
E_Cae	4,48	0	4,94	Ch_Ort	0,57	5,43	5,22
G_Ancy	6,18	2,24	4,5	A_H	3,23	6,91	5,16
Hi_1	4,25	8,13	4,16	E_Cae	1,3	4,95	4,41
				Ch_Tan	0	4,01	4,18
				Di_Ce	1,12	4,1	3,71
				G_P	2,93	0	3,06

Sierras Bonaerenses

Taxa	%Abund		%Contrib	Taxa	%Abund		%Contrib
% Dis= 51,34	agrícola	periurbano		% Dis= 41,27	periurbano	agroganadero	
G_P	5,38	0,97	4,42	Di_Si	1,02	6,66	6,51
Oli_Tub	2,43	6,5	4,29	T_S	1,01	5,08	5,13
Di_Si	4,75	1,02	4,09	E_Bae	3,9	7,48	4,59
T_H	1,8	5,73	3,97	Oli_Tub	6,5	3,52	4,48
Hi_1	2,34	6,32	3,92	B_Sph	4,21	1,15	4,05
E_Cae	1,51	5,29	3,9	% Dis= 41,27	periurbano	agroindustrial	
% Dis= 57,24	agrícola	reserva		E_Bae	3,9	8,93	5,62
G_P	5,38	0,08	6,63	Oli_Tub	6,5	1,87	4,84
A_H	7,72	3,88	5,25	Di_Si	1,02	5,48	4,53
Ch_Chi	3,91	3,22	4,37	Hi_1	6,32	2,13	4,37
Di_Si	4,75	3,64	4,23	Oli_Ael	0	4,17	4,12
E_Bae	6,62	4,99	4,15	T_H	5,73	2,05	3,95

En el complejo PaOn la familia Aelosomatidae dominó en los suelos agrícolas, los efemeróptera (Caenidae y Baetidae) en inmediaciones de las reservas y la familia Orthocladinae en los usos de suelo ganadero. En cuanto a SiBo, en los suelos agrícolas se ubicaron las familias Physidae y Simuliidae, en los usos periurbanos los oligoquetos Tubificinae, y en los que referencian a los agroganaderos o agroindustriales a las familias Simuliidae y Baetidae.

Como se puede observar en el promedio de la abundancia relativa porcentual y sus porcentajes de contribución, no hay un patrón claro en los ensamblajes de los taxa que se asocian a un determinado uso del suelo en la pampa ondulada o en las sierras bonaerenses.

4.2.3 Análisis de correspondencia: CA

Los diferentes ensamblajes de macroinvertebrados provocan una proyección de los sitios según la estación del año que se puede ver en el mapa factorial (Figs. 4.8 y 4.9), mostrando que el ordenamiento se encuentra asociado a los complejos de la Ecorregión Pampa y a sus usos del suelo. La variabilidad contenida por los dos primeros ejes fue de 19,5%.

El eje 1 (portador del 12,8% de la variabilidad total) separa los dos complejos tenidos en cuenta para esta tesis, a la derecha las sierras bonaerenses y a la izquierda la pampa ondulada. En el último, el cuadrante inferior izquierdo se encuentra representado por los tipos de uso “reserva” y “agroganadero” y, en la parte superior izquierda por los ensamblajes de los macroinvertebrados asociados a usos del suelo “periurbanos”, “agrícolas” y “ganaderos”.

En la figura 4.9 se observa que los ensamblajes del Complejo Sierras Bonaerenses, si bien se superponen, el tipo de uso “reserva” se encuentra en la parte positiva del eje 2. Todos los otros tipos de usos del suelo se encuentran principalmente en la parte negativa del eje, ellos son “agrícola” junto con alguna otra actividad. El tipo de uso “periurbano” se aparta del resto del sistema serrano acercándose al centroide del mapa factorial. El tamaño mayor de las elipses indicaría una menor homogeneidad en los ensamblajes de los macroinvertebrados respecto al uso del suelo; ocurre lo contrario en el lado negativo del eje 1 con elipses más pequeños, delimitando determinados ensamblajes para usos del suelo ya especificados en la figura 4.1. En cuanto a la PaOn, la disposición de los sitios fue similar a la obtenida para el PCA.

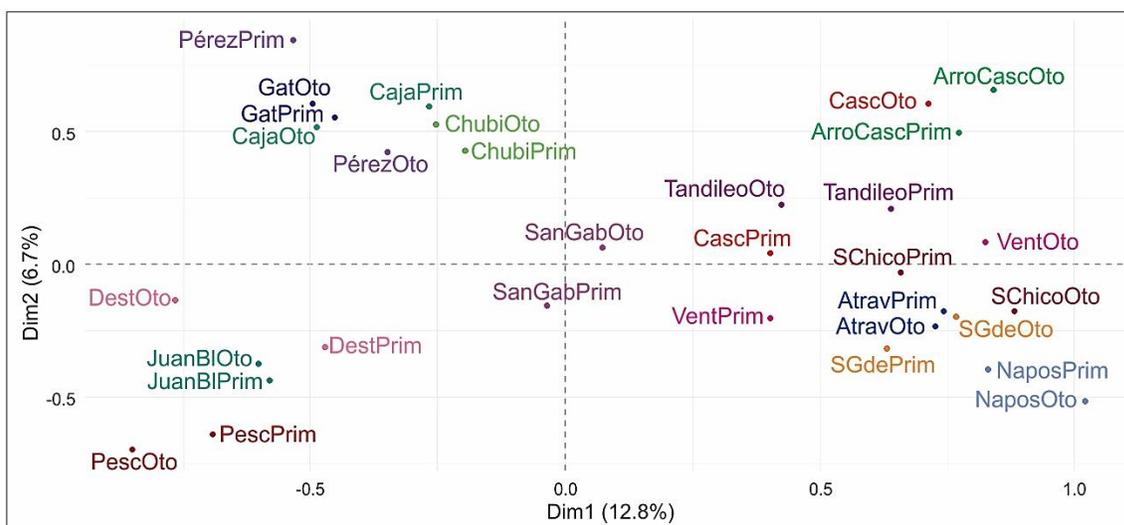


Fig. 4.8: Mapa factorial del Análisis de correspondencia (CA). Referencias de estaciones: Oto: otoño, Prim: primavera; de arroyos y río: Dest: Destino, JuanBl: Juan Blanco, Pesc: Pescado, Gat: Gato, Chubi: Chubichaminí, Caja: Cajaravilla, Tandileo: Tandileofú, SGde: Sauce Grande, SChico: Sauce Chico, Atrav: Atravesado, Napos: Napostá, Vent: Ventana, Casc: Cascada ArroCasc: A° de Cascada, SanGab: San Gabriel.

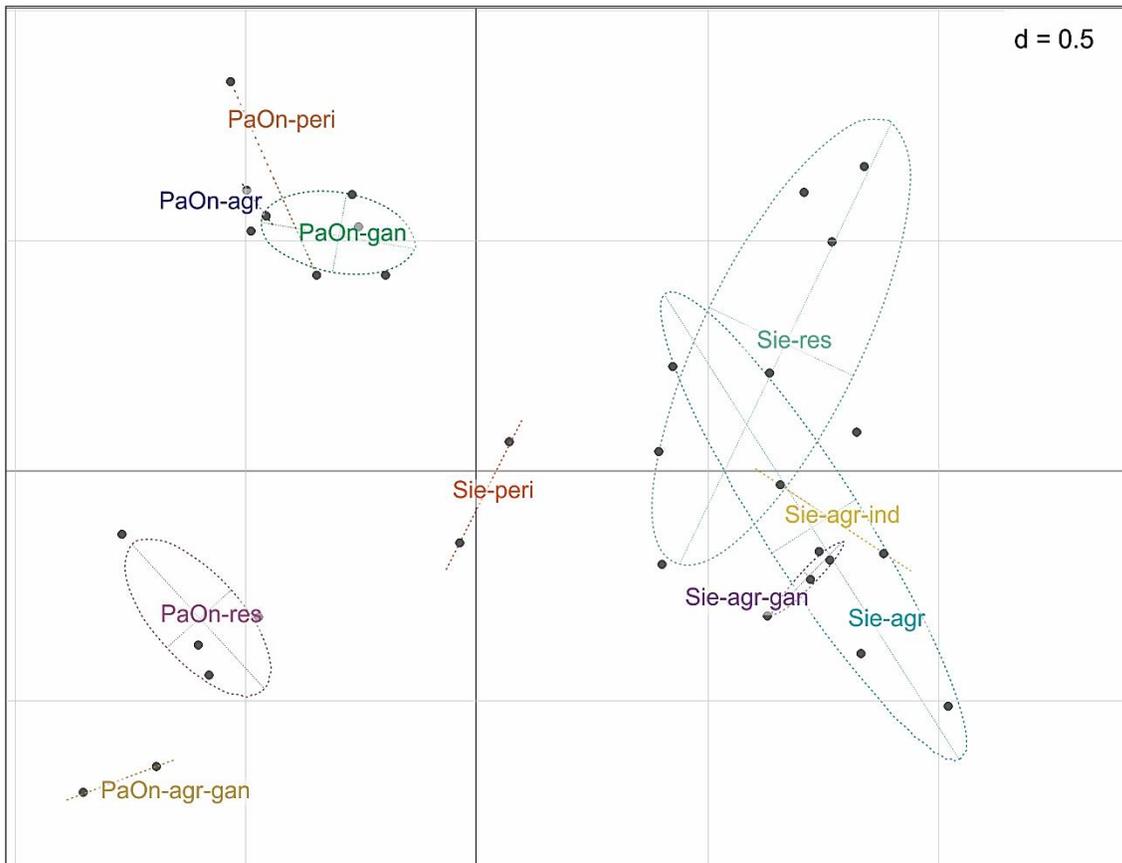


Fig. 4.9: CA-sitios definidos a priori por su uso del suelo. Los puntos representan los sitios de muestreo. Los sitios con una disimilitud mayor al 60% entre sus respectivas zonas (PaOn y SiBo) son: PaOn-res y PaOn-agr, PaOn-agr-gan y PaOn-agr; y SiBo-peri y SiBo-res y SiBo-peri y SiBo-agr-ind. El resto de los sitios se diferencian en más de un 50% en el ensamblaje de su fauna. Las referencias de los nombres de los sitios en la Fig. 4.2.

4.3 Discusión

Variables ambientales

Todos los sitios muestreados pertenecientes a la pampa ondulada y los arroyos Tandileofú, Sauce Chico y Río Sauce Grande presentaron las mayores concentraciones de nutrientes. En general, esto pudo deberse a que estuvieron vinculados a fuentes de contaminación como sistemas sépticos, basurales, fertilizantes, estiércol de ganado y materia vegetal en

descomposición. Los nutrientes percolan fácilmente por la precipitación o la irrigación ya que se movilizan en el agua con facilidad; por esta característica son considerados un indicador temprano de fuentes de contaminación (Cabello & Hervás Ramírez, 2001).

El A° Sauce Chico (Sistema de Ventania) se encuentra aguas abajo de una industria de pasta de papel. En este ambiente se registraron a los alrededores del cauce restos de basura, como bolsas plásticas sujetas a ramas y troncos. La contaminación del agua por actividades industriales es la más diversa, compleja y en muchos casos difícil de eliminar según Cabello & Hervás Ramírez (*op cit.*). Ellos indican que algunas de las características de los vertidos industriales se caracterizan por: materia en suspensión, materia orgánica disuelta o en suspensión, pH generalmente ácido, elementos tóxicos disueltos, temperaturas superiores a la del receptor y aceites y grasas. En el caso de este arroyo, y por comparación con los valores promediados de los otros sitios serranos, tiene las concentraciones de nutrientes, las temperaturas, la conductividad y sólidos disueltos totales más altos. Se podría considerar un aumento en estos valores si la velocidad de corriente de este punto de muestreo no fuera aproximadamente el doble de la velocidad promedio de las sierras.

Numerosos estudios tales como los de Lemly (1982), Chará (2004) y Chará *et al.* (2007) indican que las heces y la orina que son volcados directamente en los cuerpos de agua y en sus áreas de captación, más la aplicación de fertilizantes en los cultivos, contribuyen al aumento de la concentración de nutrientes, materia orgánica y patógenos en el agua. Estos factores, junto con la disminución de caudales, el aumento de temperatura en el agua y la pérdida de estructura del hábitat, son efectos negativos comunes asociados a las actividades agropecuarias sobre los ambientes lóticos (Allan, 2004). Molina *et al.* (2017) determinaron que los arroyos asociados a áreas con ganadería presentan alta conductividad, sólidos disueltos, pH y temperatura del agua. Los autores plantearon que el ganado remueve el fondo y genera un incremento en los sólidos en suspensión, aumentando la turbidez del agua. Por lo que, como indican Sovell *et al.* (2000), el ganado afecta la vegetación y el suelo en el área ribereña con destrucción de las orillas y cambio en la morfología del cauce, afectando la calidad fisicoquímica del agua y los hábitats de insectos acuáticos y peces. Observaciones similares se realizaron en usos del suelo asociados a la ganadería o agroganadería de ambos complejos contemplados en esta tesis, particularmente en el A° El Destino (uso como reserva y ganadero) y el Río Sauce

Grande (agrícola y ganadero extensivo) donde se presencié ganado vacuno junto a las pisoteadas orillas de ambos sitios con restos de materia fecal. Se debe realizar la salvedad de que estas características son más notorias en los arroyos de la llanura que en los serranos ya que aquí se ve enmascarado por las características físicas del hábitat, esto es, mayores caudales y velocidades de corriente.

Cellone *et al.* (2018) estudiaron el agua subterránea de Punta Indio, en una zona cercana a los sitios de muestreo del A° El Destino y determinaron valores de conductividad entre 2000 y 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Sala (1973) determinó que el caudal de los arroyos disminuye debido a una mayor evapotranspiración durante los meses cálidos. En algunos arroyos utilizados en este estudio como referenciales, tal es el caso del mencionado arroyo, Arias (2019), también notó la presencia de ganado y sus huellas además de materia fecal dentro y en los alrededores del cauce, observación no comprobada en los arroyos hortícolas. Esta autora interpretó que las mayores concentraciones de sólidos en suspensión podrían deberse a la resuspensión de material particulado por efecto del ganado en estos sitios. Asimismo, el pastoreo y pisoteo seguramente disminuyeron la cobertura y generaron mayor radiación (por escasez de sombra), causando el incremento de la temperatura del agua y su evapotranspiración, esto podría haber influenciado en la conductividad junto al aporte de las aguas subterráneas. En las sierras bonaerenses las mayores conductividades se asociaron a los usos del suelo agrícola y agroindustrial mientras que en la pampa ondulada fue en los usos del suelo donde se realiza ganadería (A° El Destino, Cajaravilla y Chibichaminí) y el arroyo de uso periurbano. En tanto, los análisis de la varianza realizados sobre la temperatura indicaron que esta fue mayor en la vegetación de tres arroyos: El Destino, Del Gato y La Cascada. En el A° El Destino podría deberse a las causas ya mencionadas, y en el caso de La Cascada, probablemente la temperatura es mayor en la vegetación debido a la mayor velocidad de la corriente en el cauce produciendo la disminución de la temperatura en esta zona. En este trabajo, si bien no se realizaron análisis sobre la vegetación ribereña, cabe destacar que en ningún caso se observó una zona de amortiguación (zona *buffer*) con plantas nativas o exóticas, salvo en el arroyo de La Cascada que se encontraba en una reserva sin otro tipo de uso del suelo. Esto podría llegar a influenciar sobre las temperaturas de los cuerpos de agua como ya fue indicado.

La contaminación urbana se manifiesta por el aumento de la salinidad en el agua, adición de materia orgánica (que se puede manifestar como NH_4^+ , NO_3^- , y NO_2^-) y posible contaminación biológica, mientras que la contaminación de origen agrícola se manifiesta por fuertes incrementos de compuestos nitrogenados, la presencia de organoclorados y otros compuestos orgánicos en las aguas (Cabello & Hervás Ramírez, 2001). Estos podrían asemejarse a los casos del A° Tandileofú y Del Gato de este estudio con uso del suelo agrícola, y de los arroyos San Gabriel (serrano) y Pérez (llanura) en el uso del suelo periurbano, si bien los organoclorados no se midieron.

Los nitritos pueden encontrarse de forma natural en las aguas, aunque generalmente en pequeñas concentraciones. Estos valores pueden aumentar en los ambientes acuáticos por la presencia de las aguas de lluvia (Cabello & Hervás Ramírez, *op cit.*); esta sería la causa por la cual se atribuyen los altos niveles en las concentraciones de primavera dado que los muestreos llevados a cabo durante esta estación climática coincidieron con un período de lluvias en las serranías.

Según los resultados de Rodrigues Capítulo *et al.* (2001), los valores registrados del oxígeno disuelto en el agua suelen ser más bajos en los sectores contaminados de los ríos o arroyos estudiados. En el caso de los sitios contemplados en esta tesis, el oxígeno disuelto porcentual está fuertemente relacionado con la velocidad de la corriente, es decir, a los factores abióticos. Esto se refleja en que todas las aguas serranas presentaron más del 90% de saturación mientras que en los arroyos de la pampa ondulada los valores más altos fueron, aproximadamente, entre el 60 y 70% en el uso del suelo ganadero y de reservas. El valor más bajo registrado fue en la zona periurbana con 26,6% de oxígeno disuelto.

Variables faunísticas e Índices

Los ensamblajes de los macroinvertebrados pueden ser usados para evaluar ecosistemas acuáticos y sus respuestas a los cambios en el uso del suelo de las tierras adyacentes ya que estos resultan de una combinación de diferentes parámetros ambientales. La sensibilidad-tolerancia de los invertebrados a factores fisicoquímicos es utilizada para interpretar y estimar los valores de indicación (V_x =valoración ecológica) en los diferentes niveles taxonómicos de los

grupos (Carlisle *et al.*, 2007). Estos rangos de tolerancia a las perturbaciones significan que ante una alteración hay grupos “muy sensibles” (Vx alto) que pueden desaparecer o disminuir su abundancia y grupos “tolerantes” (Vx bajo) que aumentan sus densidades. Entre los grupos más sensibles a las alteraciones de los ecosistemas acuáticos están las larvas acuáticas de insectos tricópteros, efemerópteros, plecópteros y las larvas y adultos de algunos coleópteros (Domínguez *et al.*, 2001). Esto se confirmó con algunos valores del Índice Biótico Pampeano (IBPamp) donde el valor mínimo se obtuvo en la vegetación de la primavera del sitio La Cascada (=3, promedio del sitio=4) indicando que habría una fuerte contaminación, y un valor promedio en el A° Pérez (=6,5) señalando que el ambiente tendría una contaminación moderada pero, como se verá en los siguientes párrafos, no se debe determinar el estado ecosistémico del ambiente acuático en base a un solo tipo de medición (sea biológica o fisicoquímica). En este caso, se requiere de un análisis más detallado de la información debido a que, como indicó Washington (1984), la mayoría de los índices de diversidad son inadecuados como indicadores del grado de contaminación, debido al desconocimiento de su significado biológico, o probablemente de manera más acertada, se deban contemplar los aspectos abióticos del sitio muestreado.

Ya Gaufrin & Tarzwell en el año 1956, indicaban que los índices de diversidad basados en la teoría de la información eran los más utilizados para describir los cambios ocasionados en las comunidades bentónicas acuáticas como consecuencia de la contaminación orgánica. La asociación general entre la degradación y la pérdida de especies se ha encontrado en numerosos estudios de investigación en todo el mundo (p.ej., Karr & Chu, 1999; Feld & Hering, 2007; Korte *et al.*, 2010). Pero también es sabido que a niveles bajos de contaminación es posible un incremento en el índice de diversidad de Shannon, debido a la reducción en las poblaciones de las especies menos dominantes o al incremento de las especies menos frecuentes (Perkins, 1983). Por ejemplo, en los usos del suelo como reserva en la pampa ondulada (A° El Destino y Juan Blanco) o el uso periurbano de las sierras bonaerenses (A° San Gabriel). Por causa de esto, tanto el monitoreo biológico como el fisicoquímico son complementarios entre sí y sirven para poder diagnosticar el tipo particular de alteración y el estado ecológico del ecosistema acuático (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001; García *et al.*, 2009).

Feld *et al.* (2009, 2014) sugirieron que la DF⁶ debería complementar las medidas convencionales de biodiversidad de riqueza y equitabilidad de taxa en la evaluación y monitoreo de ecosistemas porque la pérdida de biodiversidad implica varios cambios en la composición de rasgos de los ensamblajes y las comunidades que habitan un ecosistema. Sin embargo, la DF y los rasgos funcionales rara vez se han abordado en la evaluación y el monitoreo. En este caso se podría hacer la observación del *grupo III* (H' entre 2 y 2,8 y D entre 0,55 y 0,70) establecido en el apartado de “Dominancia e índices biológicos” conformado por tres sitios muy diferentes entre sí: A° Pérez, La Cascada y Sauce Chico. Los dos primeros sitios cuentan con índices de Shannon y dominancia similares, sin embargo, el A° Pérez contó con las mayores densidades registradas mientras que La Cascada con las menores, y entre ambos hubo una diferencia de 25 taxa; aun así, sus diversidades funcionales fueron muy similares indicando, lo que se podría considerar como, cierta simpleza en los rasgos que conforman estos ambientes antagónicos. El A° Pérez posee valores relativamente bajos de DF en relación a la riqueza taxonómica que posee.

Çelik (2002) estudió los individuos del macrobentos de una laguna monomítica del sudeste de Texas, concluyendo que generalmente el número de taxa disminuye con la profundidad mientras que el número de individuos aumenta. En las profundidades, con bajas concentraciones de oxígeno disuelto, sólo encontró altas densidades de las poblaciones de una larva de mosquito (*Chaoborus punctipennis*, Culicomorpha) y *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Dero obtusa* y *Chironomus* sp. Si bien los ambientes a comparar son muy distintos, en los datos recopilados aquí, el A° Pérez presenta un ensamblaje semejante de organismos que toleran un ambiente con un valor mínimo de 2,23 mg/l de oxígeno disuelto (26,6% OD): *Chironomus* sp., *D. obtusa* y *D. pectinata*, junto con hirudíneos, *Girardia* sp. y *Pisidium* sp. Resultados similares fueron obtenidos por Figueroa *et al.* (2003), en el punto más poluído situado en el tramo final de una cuenca localizada en la ciudad de Osorno (Chile), sólo dominaron los taxa de gran tolerancia a la contaminación, como oligoquetos, hirudíneos, dípteros (*Chironomidae* sp.) y gasterópodos (*Physa* sp.), capaces de habitar en aguas con concentraciones muy bajas de oxígeno por extensos periodos. La mayor parte de estos taxa tolerantes también se encontraron en la parte media y alta de la cuenca, pero sólo en la parte baja habían alcanzado elevada

⁶ DF: diversidad funcional

abundancia y biomasa, favorecidos por su tolerancia y la elevada disponibilidad de detrito orgánico que forma parte de su dieta.

En particular los oligoquetos tienen estrategias adaptativas que les permiten sobrevivir en condiciones adversas (Montalto & Marchese, 2005) y la composición específica puede ser de utilidad para diferenciar arroyos libres de contaminación y levemente contaminados (Ladle, 1971; Kazanci & Girgin, 1998; Schenková *et al.*, 2001). Ladle (1971) encontró predominancia de *Tubifex tubifex* y *Limnodrilus hoffmeisteri* en aguas contaminadas, Gluzman de Pascar (1987) halló dos especies del género *Limnodrilus* debajo del sector industrial del A° Del Gato, considerado muy poluído y Schenková *et al.* (2001) encontró *Nais alpina*, *N. communis* y *N. simplex* en arroyos no contaminados. En la distribución de las especies de Oligochaeta, los datos relacionados con la calidad del agua son tan importantes como las características físicas de los microhábitats en los que viven (Ladle, 1971). La más importante de estas características físicas es la existencia del tipo de material de fondo, la velocidad de la corriente y la vegetación (Kazanci & Girgin, 1998). En el caso de esta tesis, *Tubifex tubifex* se encuentra sólo en el A° Pescado y Ventana. Hay tres especies del género *Nais*, *N. communis-variabilis* (Erséus *et al.*, 2017), *N. bretscheri* y *N. pardalis*; el primero está en todos los arroyos con la excepción Del Gato, la segunda sólo en el A° Chubichaminí (polución moderada) y Ventana (no poluído) y la tercera especie desde lugares no poluídos como La Cascada hasta moderadamente poluídos como A° San Gabriel o Chubichaminí, hallándose principalmente entre la zona de vegetación de primavera (el nivel de contaminación está basado en el índice IBPamp).

Caicedo & Palacio (1998) realizaron una investigación sobre la fauna bentónica con el fin de establecer el efecto de la contaminación orgánica en una quebrada de Antioquía (Colombia). El sitio ubicado aguas abajo del municipio era un receptor de aguas residuales de origen industrial y doméstico. En este punto hubo una gran abundancia de quironómidos, ellos fundamentaron que su mayor densidad se debió a la tolerancia de presencia de materia orgánica, a la alta disponibilidad de alimento y posiblemente a la reducción de los depredadores y de los competidores naturales. Según ellos, la abundancia de quironómidos indicaba que la zona aún no presentaba condiciones extremas de saptobiedad. Los arroyos periurbanos de ambos complejos mostraron predominancia de la dupla oligoquetos-quironómidos, y el agro-industrial estuvo representado por efemerópteros, quironómidos y en menor medida por oligoquetos.

Organismos como *Physa* sp. y *Pomacea* sp., *Pisidium* sp., *Muscullium* sp., hirudíneos, planarias y familias de dípteros también fueron encontradas en sistemas alterados y son considerados como resistentes a las perturbaciones y contaminación. Estos son citados en diferentes trabajos: gasterópodos (Physidae) e hirudíneos (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001); nematodos, dípteros y algunas familias de moluscos (Domínguez & Fernández, 1998) y Dugesiiidae (Liess & von der Ohe, 2005). Los autores mencionados anteriormente consideran que los taxa resistentes cuentan con cambios estratégicos que les permiten permanecer en estos sistemas como tolerancia a compuestos tóxicos o corta duración de sus ciclos de vida.

Por otro lado, en los ambientes no contaminados de origen montañoso es común la presencia de efemerópteros, plecópteros y tricópteros, constituyendo una herramienta sencilla para la evaluación de la calidad del agua bajo el índice biótico EPT (Barbour *et al.*, 1999; Mandaville, 2002). No obstante, la aplicación de este índice en la ecorregión Pampa se ve limitado por la ausencia de representantes del orden Plecóptera. Sin embargo, los coleópteros Elmidae, habitantes comunes en los ambientes de planicie, son considerados como buenos candidatos para ser indicadores dentro de las herramientas de bioindicación (García-Criado & Fernández-Alaez 1995-2001; Fossati *et al.*, 2001; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001; Von Ellenrieder, 2007) y como taxa altamente sensible a la contaminación por Abel (1989). Si bien, hasta el momento, en el orden Coleoptera no se han diferenciado los géneros, las mayores representatividades de este orden fueron en los A° Ventana (18,3%), La Casacada (12,3%), Cajaravilla (9,4%) y San Gabriel y El Destino (5,8%). Elmidae, se halló en sitios donde se practicaba la ganadería extensiva, la agricultura o el uso del suelo vinculados a reservas naturales en ambos complejos.

El grupo EPT en general se distribuye en ambientes bien oxigenados, Baetidae asociada a la vegetación y Caenidae a ambientes de corrientes lentas a moderadas (Domínguez *et al.*, 2009). *Caenis* sp. es considerado un taxón sensible por Liess & von der Ohe (2005). Suren (1994) y Arias (2019) determinaron una alta abundancia de bétidos en arroyos con pasturas y Zhang *et al.* (2018) determinaron menores densidades de éstos en los sitios más contaminados y mayores densidades de este mismo grupo en los sitios menos disturbados en China. Arias (2019), encontró tricópteros y decápodos sólo en los arroyos de referencia de su trabajo, ambos considerados sensibles por Liess & von der Ohe (2005). En esta investigación, en la pampa

ondulada, se encontraron en arroyos con usos variados: reserva, agroganaderos y ganadería extensiva. Solo en los A° El Destino y El Pescado se registró otro organismo indicador de la buena calidad del agua, se trata del efemeróptero *Campsurus* sp., el cual es un organismo considerado de buena sensibilidad por Rodrigues Capítulo *et al.* (2001).

Según el concepto de parches dinámicos de Townsend (1989) se espera que la riqueza taxonómica aumente con el incremento de la variabilidad espacial y que tenga un pico mayor en los niveles intermedios de variabilidad temporal (disturbios). Esto explicaría lo que ocurre en el A° San Gabriel, donde se observan valores intermedios de los parámetros fisicoquímicos que conciernen a los sitios serranos en comparación con los otros sitios muestreados de este complejo pampeano, la gran disponibilidad de hábitats (macrófitas y diferentes granulometrías del sedimento) y la elevada riqueza taxonómica.

En los arroyos pampeanos, las macrófitas son las principales responsables de la heterogeneidad del hábitat tanto espacial como temporal (Giorgi *et al.*, 2005). Varios autores han evaluado el rol de la vegetación en la estructuración de las comunidades de invertebrados, y se ha determinado que la complejidad de la vegetación está asociada a una mayor abundancia de invertebrados y una mayor riqueza (Walker *et al.*, 2013; Ferreiro *et al.*, 2014). Esto se puede observar en las figuras 4.4 a 4.7 donde se grafican los valores de riqueza y densidad de organismos en los arroyos y en los valores de la tabla 4.3 donde se resumen los índices. No obstante, Marrochi (2018) y Arias (2019) indicaron que el uso del suelo tuvo incidencia en la composición de los taxa. En esta tesis, los resultados del ANOSIM (tabla 4.4) y SIMPER (4.5) también indicaron diferencias en los ensamblajes según el uso del suelo.

El depósito de sedimentos finos puede cambiar el tipo de sustrato disponible para los invertebrados y alterar la morfología del arroyo reduciendo la diversidad estructural del hábitat utilizado por los organismos bentónicos, rellenando intersticios y cubriendo superficies rocosas (Wood & Armitage, 1997). Varios estudios han identificado reducciones en densidad y biomasa de macroinvertebrados a partir de la deposición de sedimentos en suspensión. Sin embargo, el hábitat de algunas especies puede mejorar con los sedimentos finos, lo que resultaría en un cambio en la composición del ensamblaje de macroinvertebrados (Richards *et al.*, 1993). Marrochi (2018) observó que el alto contenido de materia orgánica y del porcentaje de limo

favoreció la abundancia de algunos grupos. En esta tesis se puede notar, principalmente, en las altas densidades de oligoquetos, quironómidos y bivalvos.

Referido al Índice Biótico Pampeano, los resultados obtenidos por Rodrigues Capítulo *et al.* (2001) para el A° Tandileofú son similares a los propios. Ellos confirmaron cambios espaciales y estacionales de la fauna bentónica. La variación en la composición de la comunidad fue elevada entre las muestras de otoño-invierno y verano. En cuanto a los índices bióticos de su trabajo, los valores en la mayoría de los puntos analizados indicaron que no estaban contaminados o solo ligeramente contaminados. La estación Tandileofú 3 era de baja calidad debido a los efluentes urbanos (= 3). En nuestro caso, la muestra tomada en el A° Tandileofú presentó niveles de contaminación moderados (otoño) a leves (primavera), probablemente por las condiciones de flujo constante desde las nacientes, y aun estando cerca de zonas urbanizadas y ser una zona agrícola, la calidad del ambiente no estuvo fuertemente afectada tal como indica Rodrigues Capítulo *et al.* (*op cit.*). Esto se demostró por la presencia de especies sensibles que pertenecen a los insectos Hydropsychidae, Hydroptilidae y Simuliidae, entre otras.

Respecto a los valores obtenidos por Rodrigues Capítulo (*op cit.*) para el sitio La Cascada muestran diferencias (IBPamp= 9 vs. IBPamp= 4), obteniendo valores que indicarían contaminación fuerte en el punto de muestreo. Sin embargo, las variables fisicoquímicas indicaron una buena calidad ambiental, por lo que la ausencia de estos taxa sensibles estaría más vinculado a las condiciones adversas del hábitat y falta de refugios más que a problemas de contaminación. De acuerdo con las escalas de Wilhm & Dorris (1966), los resultados obtenidos de la DT en esta tesis significarían un alto grado de deterioro ambiental durante el año muestreado. No obstante, en algunos trabajos que involucran invertebrados bentónicos mencionan también bajos valores en la diversidad de los bentos en zonas poco contaminadas (Perkins, 1983; Pontasch & Brusven, 1988), probablemente esto se deba a la misma consideración anterior.

Con respecto a los valores del índice publicados por Rodrigues Capítulo *et al.* (2002) en zonas ritrales de los ríos de Sierra de la Ventania (Río Sauce Grande) permitió observar puntajes del índice IBPAMP entre 10 y 13, sin embargo, los valores obtenidos en esta oportunidad tienen un promedio entre 8 y 9, con un mínimo de 4 y un máximo de 11. En las colinas de Tandil,

ninguno de sus análisis alcanzó un índice superior a 10. El índice IBPamp estimado para el A° San Gabriel muestreado durante el desarrollo de esta tesis, presentó valores promedio cercanos a 10, difiriendo de esta manera con los resultados previamente obtenidos. Townsend *et al.* (1997-b) argumentaron que los niveles de estrés intermedio también pueden favorecer el aumento de la diversidad; esto podría estar relacionado con el caso de algunos de nuestros arroyos debido a que su fauna característica son *Nais communis-varibilis*, *Hyalella* sp, Hirudinea sp1 y *Caenis* sp, y donde sus variables fisicoquímicas presentan altos valores de turbidez, conductividad y nutrientes junto con una mayor proporción de sedimentos finos, que los alejaría de las características típicas de los flujos turbulentos de los arroyos serranos. Como indican García *et al.* (2009), un bajo valor relativo de la relación entre grupos con buena y mala valoración ecológica relativa, como por ejemplo de efemerópteros/tricópteros/quironómidos y efemerópteros/tricópteros/oligoquetos reflejaría un ambiente de mala calidad.

En el 2019, Rodrigues Capítulo *et al.* desarrollaron un mapa de riesgo ecológico con información de los últimos 20 años de los arroyos pampeanos. La comparación de los valores obtenidos del IBPamp para los arroyos de la pampa ondulada son en general más elevados a los obtenidos en esta tesis. En el mismo, los arroyos El Pescado, Juan Blanco y El Destino estaban como “no poluídos” en esta oportunidad están calificados como leve o moderadamente poluídos. La cuenca Del Gato aparece como moderadamente poluída (en la parte alta y media) y fuertemente poluída en la parte baja, aquí coinciden los resultados de la cuenca media. Sobre Chubicaminí y Cajaravilla no hay registros para el IBPamp.

Rao (1982) sugirió una medida general de diversidad que puede usarse para estimar las diferencias entre taxa, particularmente en términos de sus rasgos (p.ej., Péru & Dolédec, 2010). En este trabajo se obtuvieron valores elevados en los índices de DF probablemente debido al detalle en la determinación de los organismos, principalmente quironómidos y oligoquetos, grupos que no suelen ser considerados. El paradigma subyacente es que la DF alta dentro de una comunidad caracteriza una explotación más diversa (y efectiva) de los nichos y recursos disponibles e indirectamente indica un mejor funcionamiento de la comunidad o ecosistema respectivo (Hooper *et al.*, 2005). En la DF, la pérdida de miembros individuales de la comunidad se puede equilibrar con especies sustitutas que exhiban rasgos similares y que contribuyan de manera similar a la DF de la comunidad. Esta suposición es apoyada por Mouchet *et al.* (2010),

quienes encontraron relaciones débiles entre la riqueza de especies y varios índices de diversidad funcional. En contraposición con Caicedo & Palacio (1998) donde los valores de la DT no se correspondieron con el grado de saporiedad del agua en las estaciones de muestreo, en mi caso, los valores de DT (en general) tuvieron correspondencia entre ellos y con las variables fisicoquímicas. Al igual que para Feld *et al.* (2014) implicaron una fuerte relación entre diversidad taxonómica (DT) y diversidad funcional (DF) o, en otras palabras, entre las composiciones taxonómicas y de rasgos de las comunidades.

4.4 Conclusiones

Para realizar un correcto y más preciso análisis ecológico de los arroyos es necesario considerar tanto los factores físicos y químicos como los biológicos tal como se pudo apreciar en los análisis presentados en estas secciones del capítulo; si sólo se tuviera en cuenta los parámetros ambientales de los sitios La Cascada y de su arroyo podríamos inferir un ambiente propicio para la biota sensible; en cambio, si se observan los valores estimados por los índices biológicos, se llegaría a la conclusión de que estos sitios están poluídos; ninguno de las dos posibles situaciones son exactamente ciertas. Estas discrepancias registradas por los índices biológicos indican situaciones de estrés que no son evidenciadas por el monitoreo fisicoquímico.

Tal como observó Ferreira (2015), los índices bióticos aplicados (IBPamp) y la abundancia de taxa sensibles no manifestaron claramente las diferencias en la calidad de agua de los arroyos pampeanos observados. Es conocido que la mera existencia de determinados organismos tolerantes como quironómidos y oligoquetos, en la mayoría de los índices indicarían polución, pero sin embargo esto no es así; por ejemplo, aquí Chironomidae está asociada al uso periurbano y Orthocladinae al ganadero extensivo pero en muchos casos la presencia o ausencia de un organismo no basta para una buena interpretación y es imperioso analizar el conjunto del ensamblaje para lograr una mejor comprensión de lo que ocurre en ese sector de la cuenca. Siguiendo a García *et al.* (2009), asociaciones de organismos que podrían estar indicando mala calidad en los ambientes son las de oligoquetos/hirudíneos/quironómidos (A° Pérez) u

oligoquetos/quironómidos/anfípodos (A° San Gabriel) presentes en los arroyos periurbanos de los complejos pampeanos.

Los ambientes de la pampa ondulada se encuentran fuertemente relacionados con las mayores concentraciones de nutrientes y demandas de oxígeno (DQO y DBO₅) como también por los altos porcentajes de granulometría fina; la fauna bentónica asociada fue de organismos altamente adaptados a los sedimentos finos, altas conductividades y de mayores tolerancias a la contaminación. En esta última característica corresponde hacer la salvedad de que este resultado se obtuvo en comparación con las sierras por lo que no significa que todos los sitios de la pampa ondulada se encuentren poluídos. En tanto, los ambientes serranos se destacaron por altas velocidades en las corrientes, escasas de sólidos disueltos, sustrato de tipo grava con un ensamblaje de macroinvertebrados que presenta mayor sensibilidad a las características ambientales. Si bien hay una clara separación entre los dos complejos, y en menor medida por los usos del suelo, es difícil establecer relaciones consistentes entre los usos y los valores de la diversidad taxonómica en todos los ambientes pertenecientes a la misma ecorregión; motivo por el cual, se ahondará en el uso de rasgos funcionales.

4.5 Análisis de Componentes Principales Difuso: FPCA

En la tabla 4.6 se puede ver la distribución total de la inercia (es decir, la variabilidad biológica y ecológica total del grupo de taxa estudiado) entre las diferentes modalidades de los rasgos biológicos y ecológicos. La varianza de las columnas es sumada por bloque y se divide por la varianza total (1/1000) en la columna *total*:

Tabla 4.6: Inercia de las modalidades de los rasgos biológicos y ecológicos.

		Ax1	Ax2	<i>total</i>			Ax1	Ax2	<i>total</i>
Rasgos Biológicos	Tamaño máx.	5	3	71	Rasgos Ecológicos	MSNM	239	22	118
	Distrib. de tallas	2	1	27		Canal	1	142	77
	Forma del cuerpo	52	47	48		Tipo de sustrato	17	3	45

Flex. del cuerpo	270	86	137	Velocidad	69	316	101
Alimento	22	6	28	Temperatura	139	215	126
Hábito alimentario	49	8	60	pH	3	22	62
Puestas	137	9	115	Estatus Trófico	272	134	138
Formas de resist.	51	14	74	DBO5	71	121	98
Adaptación a las corrientes	103	1	52	Conductividad	74	3	85
Locomoción	47	1	34	TDS	57	3	66
Grado de tolerancia	88	9	128	OD	59	19	84
Tol. Déficit O2	32	792	116				
Respiración	106	17	82				
Reproducción	34	7	1				

Hay cuatro rasgos biológicos y cuatro ecológicos que explican el 49,6% y 48,3% de la variabilidad total, respectivamente. Estos están resaltados en la tabla 4.6. La covarianza entre categorías de un mismo rasgo son en principio artefactos. Ellos expresan simplemente que dos categorías podrían estar juntas o que dos categorías no son usadas simultáneamente (Dolédec, 2009), por ejemplo: el “*canal*”, con solo dos categorías (14,2%).

Por otro lado, la covarianza entre dos categorías distintas contiene información biológica. Es la asociación entre varias categorías de varios rasgos, que define la estrategia integral del taxón. La mezcla homogénea de dos tipos de covariación, una sin significado biológico/ecológico y otra con significado, pronostica que los ejes pueden deberse a uno u otro, o con la mezcla de ambos (Dolédec, *op cit.*).

La flexibilidad del cuerpo es lo que más contribuye al eje 1 (27%) en los rasgos biológicos mientras que el estatus trófico del cuerpo de agua es lo que más contribuye al mismo eje en los rasgos ecológicos (27,2%). En ambos casos esto se puede notar en las figuras del Anexo 4.

La matriz de correlación (Anexo 4) indica dos redundancias en la tabla de rasgos biológicos y ninguna en la de ecológicos. Las redundancias estimadas en los rasgos biológicos son entre los “*hábitos alimentarios*” y “*alimento*” con un valor de 0,614 y, por último, con un valor de

0,421 entre “tamaño máximo registrado” y “distribución de tallas”. Sin embargo, el primero de ellos tiene altos coeficientes y son responsables importantes en la diferenciación de los taxa, hecho que no ocurre con el segundo par redundante. Por lo tanto, mediante el análisis preliminar de la tabla de rasgos de los taxa (Chevenet *et al.*, 1994; Richoux, 1994, Dolédec, 2009) las modalidades de estos dos rasgos se unieron para los análisis siguientes en el rasgo “tamaño máximo” según Statzner *et al.* (1997) donde, si todos los organismos pertenecen a la misma modalidad de tamaño, la afinidad de ese taxa se puntúa como “3”. Si la mayoría de los individuos tiene una modalidad, pero unos pocos en las modalidades cercanas, los taxa se puntúan con “2” y “1” para ambas modalidades, respectivamente.

En este análisis preliminar se eliminó el rasgo biológico “tolerancia al déficit de oxígeno” debido a sus bajos coeficientes de correlación, y como también se puede observar su cercanía al centro de origen en el gráfico circular de correlación (Anexo 4).

4.6 Análisis de correspondencia difuso: FCA

Luego de extraer los rasgos que no aportaban información significativa, se procedió a aplicar una segunda posibilidad sobre los datos de los rasgos para profundizar y analizar con el análisis de correspondencia difuso o *fuzzy* (FCA) que une la ordenación entre los rasgos, biológicos y ecológicos, con los taxa.

4.6.1 FCA: tabla de rasgos biológicos

Relación entre los Rasgos Biológicos.

El histograma de los eigenvectores (Fig. 4.10 a) indicaron que los primeros cinco ejes tuvieron un potencial importante para explicar la variabilidad de los rasgos biológicos. El eje 1 y 2 explicaron, respectivamente, el 13,2% y el 7,3% de la variabilidad total. Aunque la variación explicada no declina bruscamente desde el eje F2 (7,3%) al eje F3 (6,3%), F4 (5,3%) o F5 (5,2%), F3 a F5 separó las modalidades (y taxa) ya discriminadas por los dos primeros ejes (es decir, no

llevan a un mejor entendimiento de la estructura de los datos). Las tendencias en los rasgos biológicos se cuantificaron por tasas de correlación (Chevenet *et al.*, 1994) cuyo rango varía entre 0 a 1. Estas permiten identificar los rasgos de especies que mejor explican la mayor diferencia entre los géneros de los dos primeros ejes (Fig. 4.11). A lo largo del eje 1, las variables “reproducción”, “respiración”, “tolerancia al grado de polución”, “locomoción”, “adaptación a la corriente”, “formas de resistencia”, “puestas”, “hábitos alimentarios”, “alimento” y “flexibilidad del cuerpo” fueron las que presentaron mayores correlaciones. Las modalidades de las variables “respiración”, “formas de resistencia”, “hábitos alimentarios” y “puestas” se encuentran bien separadas por el eje 2.

Comparando la proximidad de los taxa en la figura 4.10 (b) (Fig. 4.11: referencias de los colores de los grupos de taxa) con las modalidades de la figura 4.12 se indicó la relación entre los taxa y las tendencias de los rasgos biológicos. La distancia entre los 19 grupos taxonómicos en la ordenación por rasgos demuestra diferencias o similitudes en su biología.

Por la posición de los taxa en los vectores se podría inferir la separación en seis grupos. El Grupo I (formado por los taxa de Oligochaeta) es opuesto al Grupo III (conformado por Hemiptera, Acari y Coleoptera), ubicándose en ambos extremos del eje 1. El **Grupo I** presenta fuertes rasgos referidos a: forma de resistencia en cocones, puesta de huevos aislados libres y con reproducción asexual, excavación epibentónica, alta flexibilidad y tolerancia a la polución, respiración tegumentaria y hábito alimentario del tipo colector-recolector. El **Grupo II** (Tricladida y Nemertea), como los grupos anteriores, positivo en F1, pero ubicado más cerca del origen. El **Grupo III** se caracteriza por: uñas tarsales, alimentación de animales como predadores o agujereadores, forma del cuerpo hidrodinámica y esférica, locomoción principalmente por vuelo o nado, puesta de huevos adheridos a algún tipo de sustrato, sin flexibilidad y con respiración aérea (por plastrón o espiráculos). Los **Grupos IV, V y VI** están en la parte negativa del eje 1. Los dos primeros se encuentran en el mismo cuadrante, pero el **Grupo IV** (Bivalvia, Rhabdocoela- *Temnocephala* sp.-, Hirudinoidea, Gordoidea, Decapoda, Gasteropoda y Lepidoptera) está más distante del origen y representado por: presencia de ventosas o ganchos, fijación temporal al sustrato o excavación endobentónica, mayores tamaños, hábito alimentario raspador o parasitario, alimentación de detritos, ovovivíparos y pulmonados. El **Grupo V** (Odonata, Ephemeroptera, Trichoptera e Isopoda) presentan: alimentación

principalmente de organismos fotosintéticos con hábito alimentario triturador o colector-filtrador a excepción de los odonatos, formas comprimidas o aplanadas, sin formas de resistencia, rastreros, ovíparos y puestas en forma de masas, tolerancia nula o baja a la contaminación del agua considerándolos sensibles y respiración a través de branquias. El **Grupo VI** (Diptera y Chironomidae) está principalmente en el sector negativo de ambos ejes y las características más importantes son: alta flexibilidad, tolerancia a la polución y la respiración tegumentaria.

Las “estrellas” de la figura 4.10 resultan de la unión entre la ubicación media de cada grupo con sus taxa (puntos sólidos). Como resultado, para la mayoría de los grupos taxonómicos bien representados, los taxa sólo están moderadamente dispersos alrededor de la posición media de su grupo en el plano factorial F1-F2, indicando una relativa homogeneidad en los rasgos biológicos para un determinado grupo.

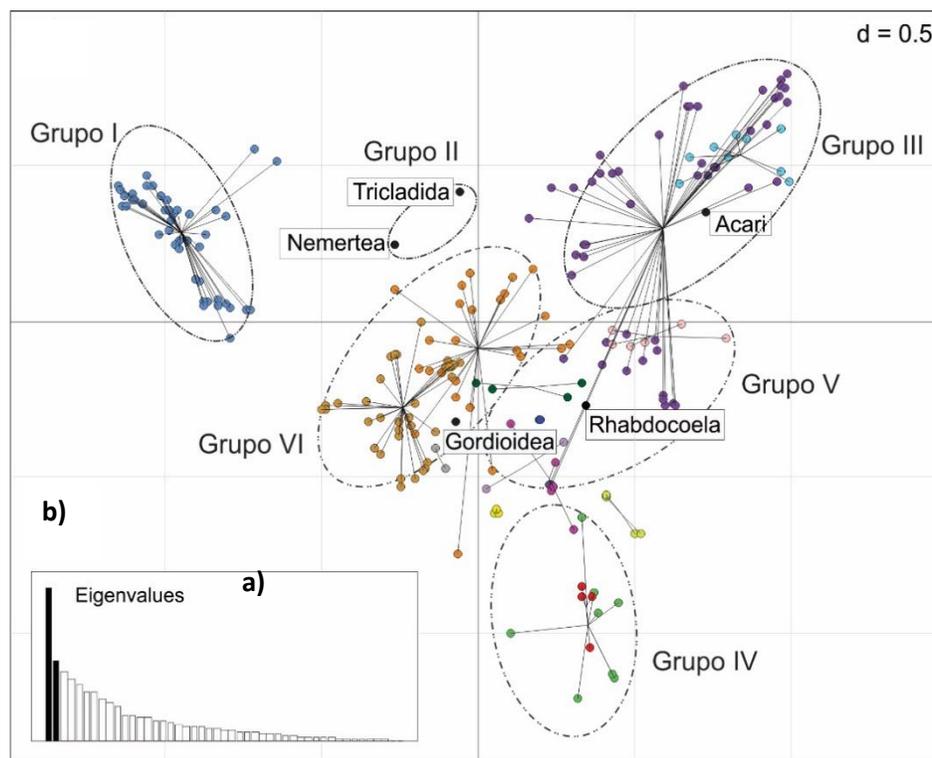


Fig. 4.10: resultado del FCA realizado para los 14 rasgos biológicos de los 215 taxa. a) histogramas de los eigenvalores para los rasgos biológicos y b) posiciones de los grupos taxonómicos para los primeros dos primeros ejes.

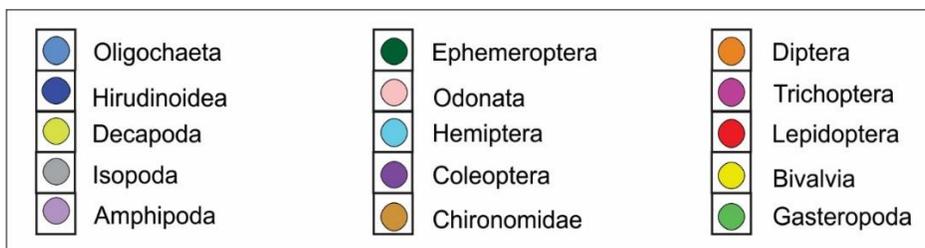


Fig. 4.11: referencia de los grupos taxonómicos y sus respectivos colores de la Fig. 4.10. Los órdenes representados sólo por un taxón están coloreados de negro.

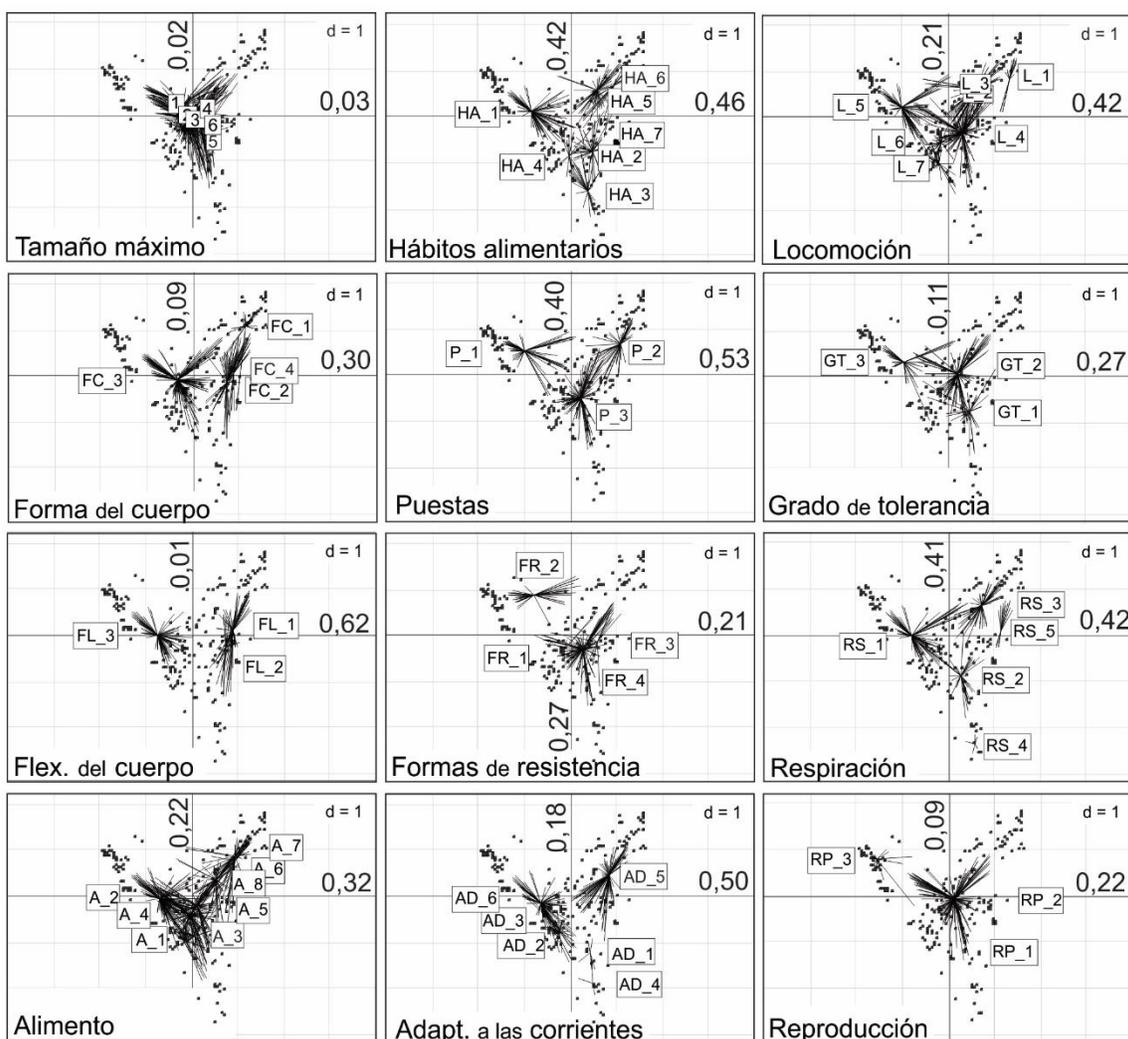


Fig. 4.12: ordenación de los 12 rasgos biológicos del FCA (gráficos más pequeños) mostrando la posición de los 215 taxa (puntos) y la distribución de las 59 categorías (etiquetas blancas) para los promedios ponderados de sus géneros. El centro de las “estrellas” indica el promedio ponderado de

las posiciones de los taxa (cuadrados sólidos) que representa esta modalidad. Los números indican las relaciones de correlación con el primer eje (números horizontales) y el segundo eje (números verticales) (ver Chevenet *et al.*, 1994). Se indica la escala del diagrama de ordenación (es decir, la longitud de las divisiones principales, 'd'). Las etiquetas de “tamaño máximo” se han modificado para mayor claridad.

4.6.2 FCA: tabla de rasgos ecológicos

Relación entre los Rasgos Ecológicos

De acuerdo con los eigenvectores (Fig. 4.13 a), los dos primeros ejes representan una parte sustancial de la variabilidad total (20% el primer eje y 7,8% el segundo eje) en el FCA de los rasgos ecológicos. Los ejes siguientes no incorporan más información que la contenida en los primeros ejes, por lo que se omitieron.

Según la figura 4.13 (b) los macroinvertebrados filtrados por sus rasgos ecológicos están en todos los tipos de ambientes. Es decir, si analizamos este gráfico a nivel de agrupamiento taxonómico superior (como en el caso anterior) no se podría afirmar la existencia de rasgos que cumplan una función de filtro para cada grupo por separado.

Las puntuaciones (*scores*) del eje 1 demuestran claramente que las diferentes modalidades de los taxa están distribuidas según su “utilización” del hábitat a diferentes escalas espaciales (Fig. 4.14). Entonces, la distribución de las modalidades de la mayoría de las variables se encuentra formando gradientes, demostrando de esta manera la coherencia de las relaciones. El análisis de los grupos de gradientes organizados en el plano F1-F2 de las modalidades permitió observar los FCA de rasgos ecológicos. En el **Grupo I**, el gradiente aumenta en contra del sentido de las agujas del reloj (flechas verdes en la Fig. 4.14) y se inicia en la parte inferior izquierda del plano (salvo “velocidad”). Está conformado por organismos de ambientes oligotróficos, que toleran bajas conductividades y con muy pocos sólidos disueltos totales. En este cuadrante se ubicaron los taxa que habitan principalmente los sustratos rocosos con las mayores velocidades de la corriente, por lo tanto, podemos afirmar que estos organismos son reófilos. El **Grupo II**, inicia en el cuadrante inferior derecho avanzando a favor de las agujas del

reloj (flechas rojas en la Fig. 4.14) y se caracteriza porque los organismos se encuentran en las menores altitudes y toleran las menores concentraciones de oxígeno disuelto; adicionalmente estos taxa viven en ambientes eutróficos, de bajas o nulas velocidades, toleran altas conductividades y sólidos totales disueltos. Con estas características, podemos inferir que se trata de individuos muy afines a los ambientes lénticos y a los sedimentos más finos.

En el **Grupo III** (elipses celestes en la Fig. 4.14) no se observa claramente un gradiente de las modalidades de los rasgos, pero sí se puede afirmar que los rasgos “canal” y “DBO_5” se encuentran separadas por el vector F1. En la parte positiva del eje se encuentran los organismos que habitan principalmente sitios que tienen agua en el cauce permanentemente y las menores demandas de oxígeno. Por otro lado, en la parte negativa se ubicaron mayormente los organismos que habitan arroyos discontinuos y con las mayores demandas de oxígeno (principalmente los que están en el cuadrante derecho).

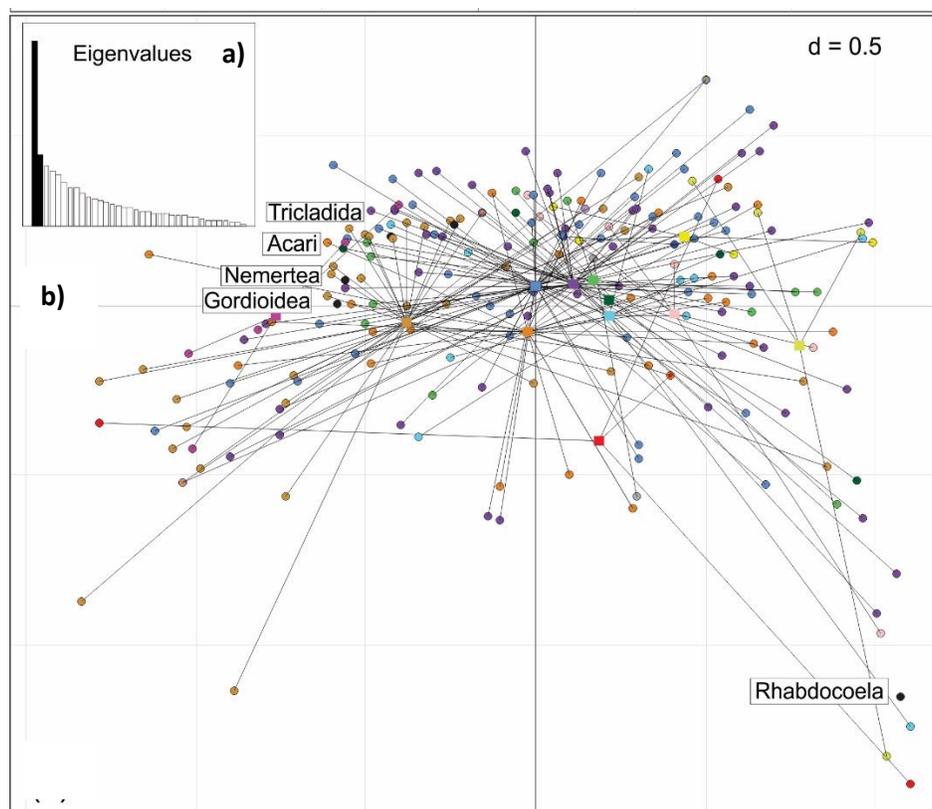


Fig. 4.13: Resultado del FCA realizado para los 11 rasgos ecológicos de 215 taxa. c) histogramas de los eigenvalores para los rasgos ecológicos y d) posiciones de los grupos taxonómicos según los dos primeros dos ejes del análisis, los cuadrados sólidos indican el centroide del grupo taxonómico.

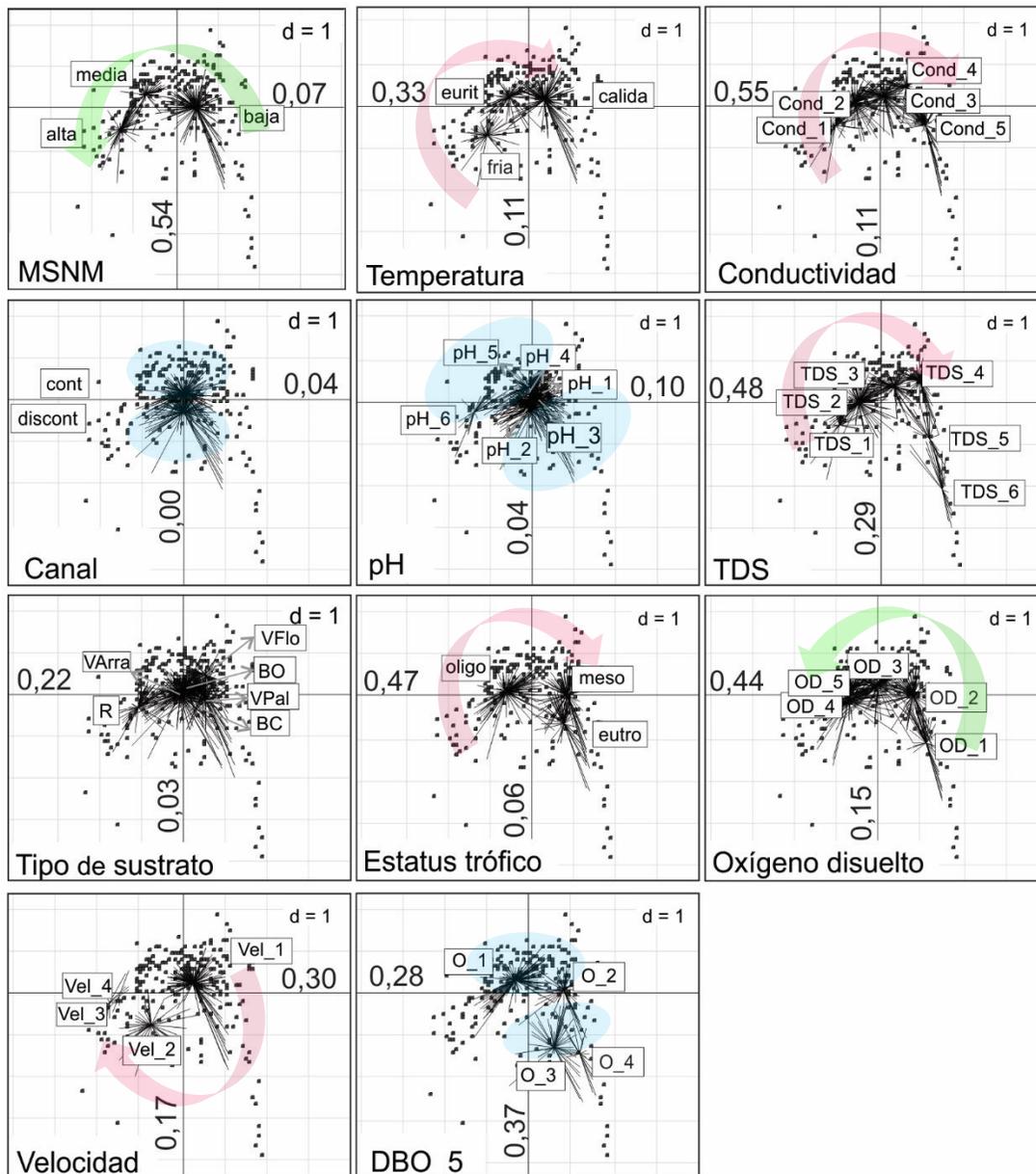


Fig. 4.14: Distribución de las 47 categorías de los 11 rasgos ecológicos en los dos primeros ejes del análisis de correspondencia difusa (FCA). Se observa el promedio ponderado de las posiciones de taxón (cuadrados sólidos) que representa esta modalidad. Los números indican las relaciones de correlación con el primer eje (números horizontales) y el segundo eje (números verticales). Algunas etiquetas se han movido para mayor claridad y su posición real se indica mediante flechas. Consulte la Tabla 4.6 para ver los códigos utilizados para las modalidades de rasgos.

4.7 Discusión

El objetivo contemplado en esta sección se discutió principalmente con el estudio de Usseglio-Polatera *et al.* (2000 a) ya que aborda los rasgos biológicos y ecológicos de manera individual y sobre la cual fueron basados una parte de la tabla de rasgos ecológicos. Su investigación se fundamenta en el estudio de once rasgos biológicos y otros once ecológicos de 472 taxa que se hallan en una base de datos de ríos franceses, la misma agrupó a 21 grupos taxonómicos, desde los Alpes hasta las desembocaduras. En otros trabajos se tratan los rasgos funcionales (biológicos y ecológicos) considerando algunos de los ecológicos en la misma tabla de los biológicos.

En cuanto a los *rasgos biológicos*, al igual que en Usseglio-Polatera *et al.* (*op cit.*), se puede observar que se diferencian los rasgos del tipo de respiración acuática (RS: 1, 2 y 4) de la aérea (RS: 3 y 5), estas últimas ubicadas en el cuadrante superior derecho; la disposición de los hábitos alimentarios y el alimento también es coincidente; las formas de resistencia en ambos casos se sitúan del lado negativo del eje 2; en cuanto a los rasgos reproductivos no tuvieron coincidencias en la disposición en el plano factorial F1-F2 pero esto probablemente se deba a que se categorizaron distinto. Finalmente, este autor halló diferencias en los tamaños de los macroinvertebrados, situación no observada en este trabajo, lo que puede asumirse por las diferencias entre los taxa considerados dado que los autores citados analizaron briozoos, poríferos y cnidarios que no se contemplaron aquí.

Para los *rasgos ecológicos* relacionados con la temperatura, estado trófico y velocidad de la corriente en nuestro caso presentaron el mismo patrón descrito por Usseglio-Polatera *et al.* (*op cit.*). Mientras que no existió coincidencia con el pH, dado que en aquel trabajo obtienen un claro gradiente desde menores a mayores valores, característica que no se observó en esta investigación. El hecho mencionado probablemente se deba a la mayor cantidad de sitios y ambientes muestreados en Francia en relación con este trabajo. Probablemente hubiera sido necesario la incorporación de sitios intermedios entre las sierras bonaerenses y la pampa ondulada para obtener un claro gradiente en esta variable; aun así, en este caso se notó la

presencia de dos grupos dispuestos en el mapa factorial F1-F2 (Fig. 4.13) con distintas afinidades por los taxa al pH, un grupo con valores mayores y otro con valores menores.

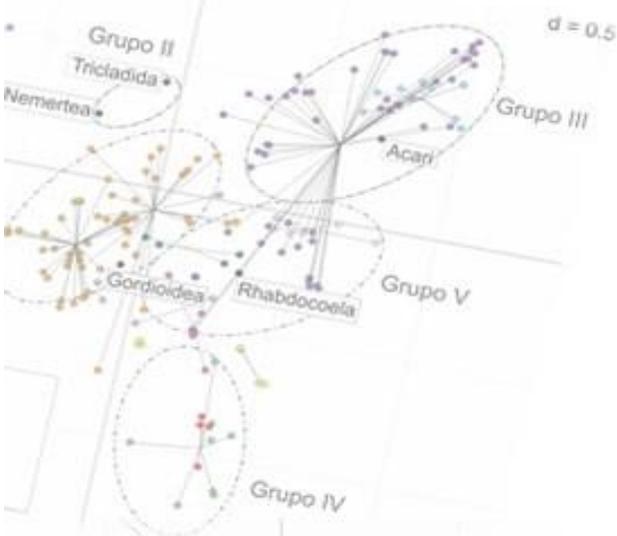
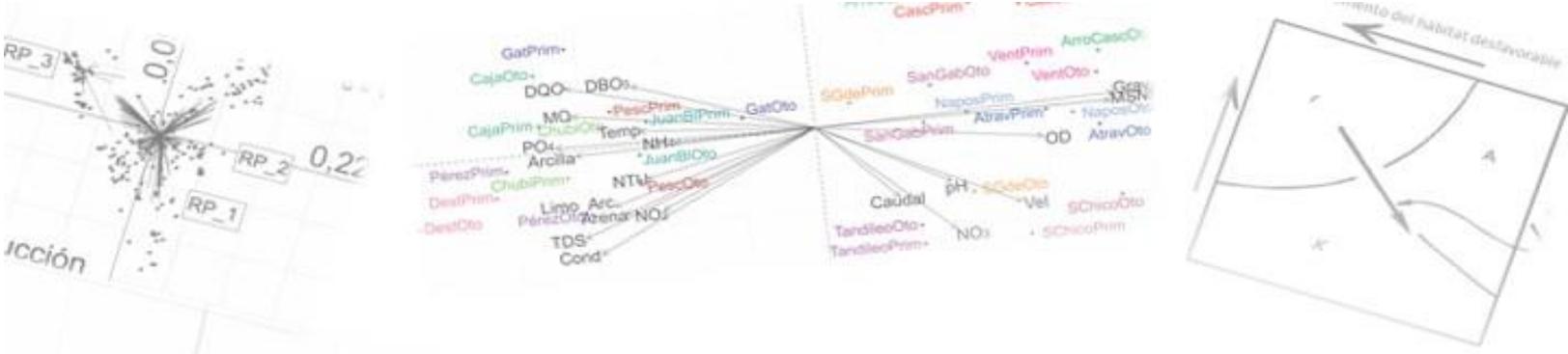
Los filtros que menciona la Teoría del RHT probablemente se puedan encontrar a nivel genérico si este género es considerado sensible. Por ejemplo: en el orden Lepidoptera, incluye el género *Petrophyla* sp. que sólo se encuentra en sitios con correntada y otros 3 géneros que se hallan en los cuerpos de agua de la pampa ondulada, por ende, sitios antagónicos. Otro ejemplo que merece ser citado es lo que ocurre en el orden Amphipoda, este comprende dos géneros: *Hyaella* sp., representado por organismos que estuvieron en prácticamente todos los sitios muestreados y *Yacana* sp. de características hiporreicas. Estos ejemplos indican la alta diversidad ecológica de agrupamientos superiores en los organismos. Por otro lado, grupos de organismos considerados más tolerante como oligoquetos y quironómidos son ubicuos, en el primer grupo mencionado, aún aquellas especies que pertenecen al mismo género no cuentan con un filtro ecológico claro. Las distancias entre y dentro de los grupos taxonómicos destacan las diferencias o similitudes entre ellos y no se pueden separar unos de otros a lo largo del plano F1-F2 como se puede ver en la figura 4.13 (b). Ya Usseglio-Polatera & Tachet (1994) indicaban que los taxa pueden usar una variedad de tipos de hábitat a pesar de tener rasgos biológicos bastante similares.

4.8 Conclusiones

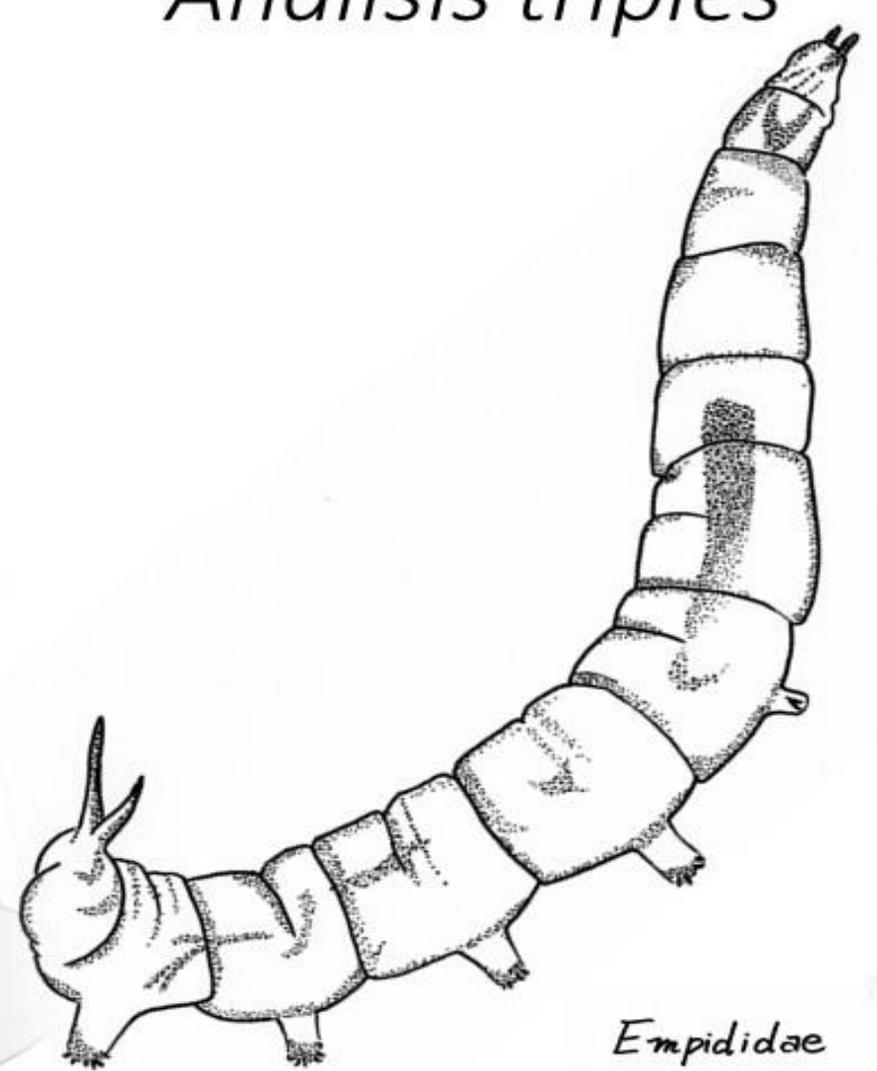
Luego de explorar las redundancias de los rasgos, las tablas quedaron conformadas por 12 rasgos biológicos y 59 modalidades, en tanto que la de rasgos ecológicos quedó constituida por 11 rasgos y 47 modalidades.

La observación en la proximidad de los taxa con sus modalidades indicó el tipo de relaciones entre ellos y las tendencias de rasgos biológicos o la “utilización” del hábitat si se hace referencia a los rasgos ecológicos. Las conformaciones de los grupos, tendencias o gradientes demuestran las similitudes o diferencias entre los rasgos funcionales y la coherencia en el uso de ellos.

Si se observa el plano F1 - F2 correspondiente a las relaciones entre los rasgos ecológicos se observa que la distribución de las modalidades de la mayoría de las variables correspondió a gradientes que demuestran relaciones coherentes. Desde la parte inferior izquierda hacia la parte superior derecha, la distribución de modalidades ilustra un contraste entre (1) taxa reófilos que viven en sustratos minerales gruesos, vertientes o en el canal principal de pequeños arroyos oligotróficos, y (2) taxa que tienen mayor afinidad por los hábitats lénticos con sedimento mineral fino, en las corrientes eutróficas de la llanura pampeana ondulada.



Resultados: Análisis triples



Empididae

5. Resultados: Análisis triples

5.1 Descripción del método RLQ

El objetivo del análisis RLQ (Dolédec *et al.*, 1996) es identificar las principales co-estructuras entre las tablas de variables ambientales (R) y la tabla de rasgos de los taxa (Q) a través de la tabla de abundancia (L). Las definiciones matemáticas básicas se encuentran en el Anexo 5.

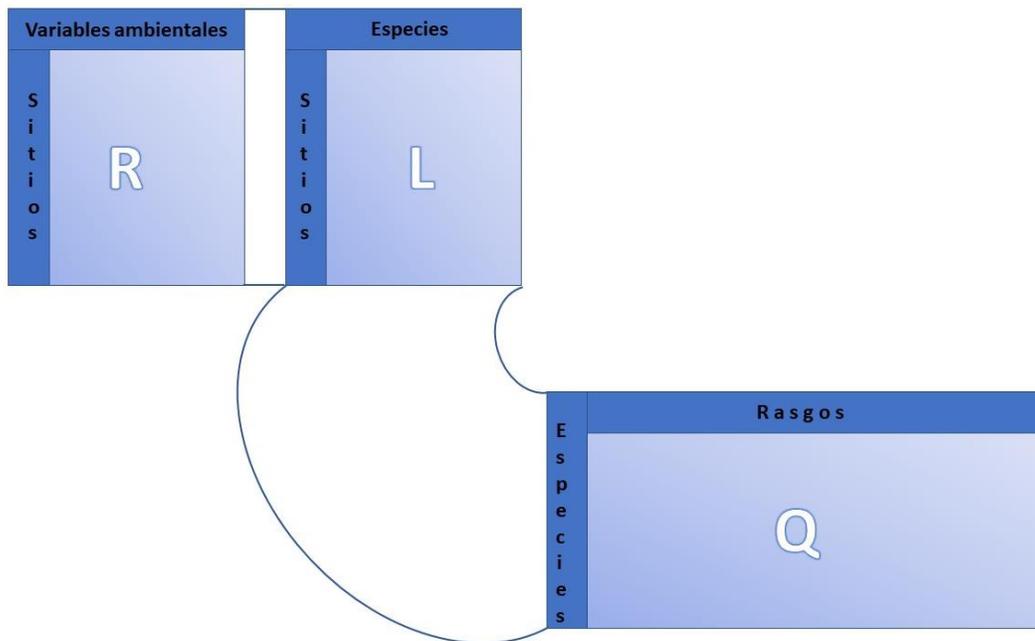


Fig. 5.1: Relación de las tres tablas mediante RLQ. Tabla central faunística **L**, cuyos márgenes coinciden con la tabla ambiental **R** y la tabla de rasgos **Q**.

El análisis RLQ provee un set de coordenadas que son las más covariables. Este set viene de la ordenación de los sitios por las variables ambientales R mientras que el otro set proviene de la ordenación de especies por sus rasgos (Q). Como resultado, el análisis RLQ produce una reorganización de la tabla central de abundancias en ambos márgenes (sitios y especies) y permite discutir las respuestas de los rasgos a las condiciones ambientales. En este sentido, el análisis RLQ puede verse como un análisis de correspondencia parcial (Dolédec, 2009).

El paso preliminar para el análisis RLQ es analizar por separado las tablas de abundancia (aquí de densidad, ver Cap. 3.5.3), ambiental y de rasgos. A la tabla L se aplica un Análisis de Correspondencia (CA). Los análisis individuales de R y Q deben ser ponderados de acuerdo con los pesos derivados del CA. Según el tipo de variables de la tabla R se aplicarán diferentes métodos de análisis: Análisis de Componentes Principales (PCA) si son variables cuantitativas, Análisis de Correspondencia Múltiple (MCA) si son variables cualitativas o Análisis de Hill & Smith si se trata de variables mixtas. La última de las tablas (Q) se analizará mediante Análisis de Correspondencia Difuso o *Fuzzy* (FCA). De esta manera, se concluyen con los análisis necesarios para aplicar el análisis global RLQ.

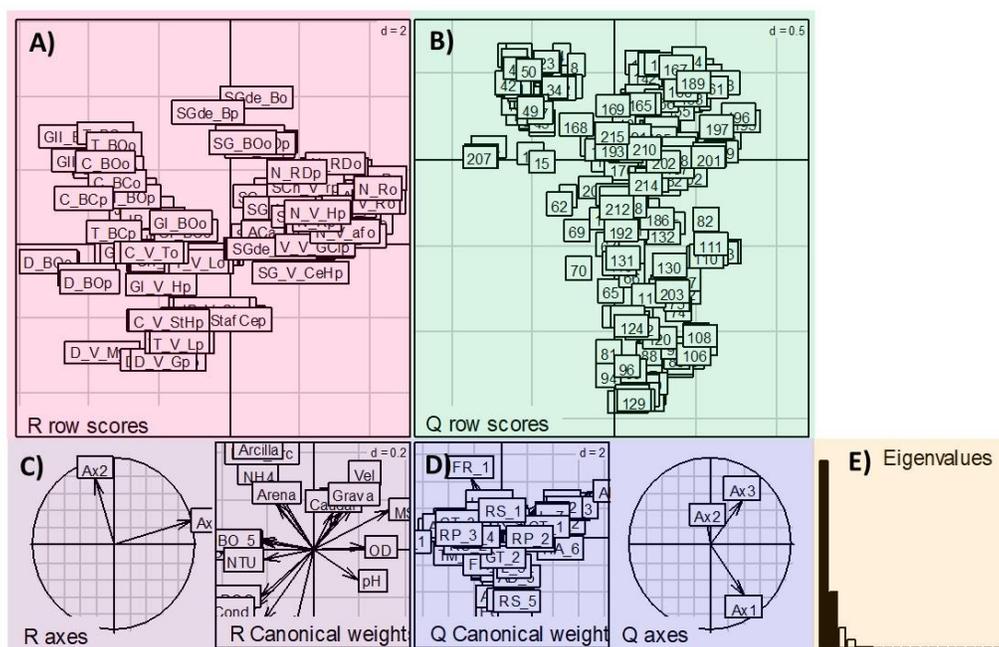


Fig. 5.2: Ejemplo de trazado de las salidas de un análisis RLQ. Este diagrama está compuesto por siete gráficos (en la sección 5.1.1 del capítulo se dará la explicación de los mismos).

5.1.1 ¿Qué nos indican los gráficos de salida del análisis RLQ? ¿Cómo se leen?

Los gráficos de la figura 5.2 son los resultados principales del análisis mencionado.

- **A) "R row scores" (Fila de puntajes R):** las cargas obtenidas de los coeficientes se utilizan para calcular dos conjuntos de puntajes que permiten posicionar los sitios por sus

condiciones ambientales. El análisis RLQ maximiza las covarianzas cruzadas al cuadrado, ponderadas por las abundancias, entre estos dos conjuntos de puntajes.

- **B) “Q row scores” (Fila de puntajes Q):** usa el mismo concepto que en “A)” para las especies por sus rasgos.
- **C) “R canonical weight” (Peso canónico de R):** son los coeficientes para las variables ambientales calculados por el análisis RLQ. **“R axes” (Ejes R):** círculo de correlación que muestra la proyección de los primeros ejes del análisis simple inicial (PCA) sobre los ejes RLQ. Estos gráficos proporcionan una manera conveniente de reconocer las relaciones entre las estructuras principales de cada conjunto de datos (identificado por análisis simples) y las coestructuras identificadas por el análisis RLQ.
- **D) “Q canonical weight” (Peso canónico de Q):** coeficientes para los rasgos. **“Q axes” (Ejes Q):** este círculo de correlación muestra la proyección de los primeros ejes del análisis simple inicial (FCA) sobre los ejes RLQ.
- **E) “Eigenvalues” (autovalores):** representa la gráfica de barras de los valores propios, es el cuadrado de las covarianzas cruzadas entre las combinaciones lineales de los rasgos de las especies y de las variables ambientales.

Los gráficos de representación de las especies (puntajes de la fila Q), las variables ambientales (pesos R) y los rasgos (pesos Q) se ampliarán en este manuscrito de tesis para facilitar sus interpretaciones.

5.2 Descripción del método de la cuarta esquina

Mientras que el análisis RLQ provee una figura global de las relaciones de rasgos-ambiente, es decir, su relación conjunta multivariada, el método de la cuarta esquina permite testear la significancia de las asociaciones individuales de los rasgos-ambiente (Legendre *et al.*, 1997). De manera similar al análisis RLQ computa una matriz que contiene las medidas de las asociaciones rasgos-ambiente (Legendre *et al.*, 1997; Dray & Legendre, 2008).

Los rasgos y las variables ambientales no pueden correlacionarse directamente, ya que se miden en diferentes unidades de observación, a saber, taxa y sitios (correspondientes a filas de Q y de R), respectivamente. La solución es vincular las variaciones en los rasgos de los taxa y las estructuras ambientales a través del vínculo proporcionado por los datos de abundancia de la comunidad (L), incluidas las situaciones en que los datos en R y Q se consideran fijos o aleatorios (Dray & Legendre, 2008). El problema es, por lo tanto, vincular tres tablas de datos para producir la cuarta esquina, es decir, la tabla **X** de rasgos por ambiente, cuyos elementos miden la relación entre los rasgos y el ambiente (Legendre *et al.*, 1997; ter Braak *et al.*, 2012):

$$\begin{bmatrix} \mathbf{L} & \mathbf{R} \\ \mathbf{Q}' & \mathbf{X} \end{bmatrix}$$

En esta formación, cada una de las celdas corresponde a una asociación bivariada cuya significancia estadística puede ser evaluada. El método de la cuarta esquina considera las variables medidas en diferentes unidades estadísticas (taxa y sitios), por lo que, para obtener un procedimiento adecuado de pruebas debe ser usada una adecuada técnica de aleatorización. El único método válido consiste en la combinación de las salidas de las dos pruebas basadas en los diferentes tipos de permutación. En este caso, las asociaciones se midieron bajo el método “D2” donde la asociación se mide entre la variable cuantitativa y cada categoría por separado. Se utiliza un coeficiente de correlación para indicar la fuerza de la asociación entre la categoría dada y los valores pequeños o grandes de la variable cuantitativa.

Las correlaciones de los *p-valores* mediante un procedimiento secuencial (ter Braak *et al.*, 2012) conduce a las asociaciones significativas si el *p-valor* máximo es menor que $\alpha = 0,05$. En el script se usó un valor de ajuste *p* “*fdr*” por sus siglas en inglés de *falsas tasas de descubrimiento* para comparaciones múltiples (Benjamini & Hochberg, 1995; Thioulouse *et al.*, 2018). Según las simulaciones realizadas por Dray & Legendre (2008) los resultados en los estudios sugieren que el procedimiento es más eficiente cuando el tamaño de muestreo y/o el número de especies es mayor a 1200 celdas de la tabla L (número de especies multiplicada por el número de sitios).

En conclusión, el método de la cuarta esquina permite, en un marco tradicional de análisis de datos, la detección de una nueva familia de asociaciones o correlaciones entre los rasgos de

especies y las características del hábitat. El método no es una técnica de modelado, ya que no tiene en cuenta la dinámica de las especies individuales o la estructura espacial y temporal de la variación ambiental. Sin embargo, las estadísticas de la cuarta esquina se pueden incorporar en modelos ecológicos causales que describen los mecanismos que determinan las asociaciones o correlaciones observadas (Legendre *et al.*, 1997).

5.3 Resultados: Rasgos Biológicos (RLQ)

5.3.1 Análisis RLQ

Los eigenvalores de los dos primeros ejes del análisis RLQ representaron 67% y 20%, respectivamente, de la inercia total de la tabla cruzada (Fig. 5.3). A través de la tabla de *descomposición de los eigenvalores*, que brinda los valores de estos y su raíz cuadrada, se compararon las varianzas obtenidas por el análisis RLQ con respecto a los análisis individuales para obtener el porcentaje de representación de estos en el análisis global (Tabla 5.1).

La significancia de la inercia total (es decir, la suma de los eigenvalores como una medida multivariada de la conexión global entre los rasgos y el ambiente) se testeó mediante la prueba de Monte-Carlo, para 1000 realizaciones al azar, donde el resultado fue altamente significativo (Modelo 2: $p < 0.001$, Modelo 4: $p < 0.026$).

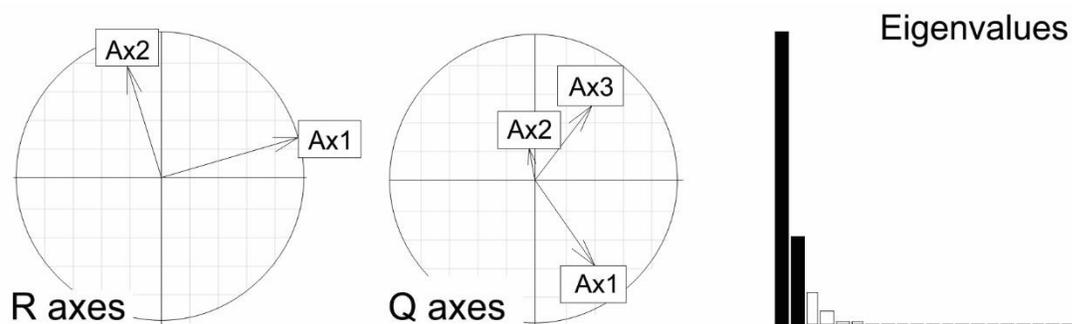


Fig. 5.3: Los círculos de correlación posicionan los nuevos ejes del análisis RLQ con respecto a los análisis individuales de la tabla ambiental y de rasgos biológicos. En el gráfico de eigenvalores se puede apreciar la importancia de los dos primeros ejes del análisis RLQ.

Se observa que los *círculos de correlación* para la información ambiental, el RLQ tuvo sus dos primeros ejes cercanos al análisis inicial individual. Para la información de los rasgos, el primer eje del FCA tuvo una leve rotación en sentido de las agujas del reloj (Fig. 5.3).

Tabla 5.1: Resultados de los análisis separados involucrados en el análisis RLQ

CA- tabla de fauna (tabla "L")				
Eigenvalores (1-4)	0,38	0,27	0,2	0,19
Varianza (%)	5,7	4,1	3,1	2,9
PCA- tabla ambiental (tabla "R")				
Eigenvalores (1-4)	6,28	2,94	1,84	1,65
Varianza (%)	31,41	14,69	9,2	8,27
FCA- tabla rasgos biológicos (tabla "Q")				
Eigenvalores (1-4)	0,34	0,24	0,19	0,17
Varianza (%)	14,64	10,2	8,02	7,6
FCA- tabla rasgos ecológicos (tabla "Q' ")				
Eigenvalores (1-4)	0,23	0,11	0,08	0,06
Varianza (%)	21,46	10,17	7,03	5,93

Tabla faunística (L): la variabilidad de los datos de macroinvertebrados fue de 6,55, y los primeros cuatro ejes del CA realizado en base a una tabla de abundancia log-transformada explicó el 15,74% de esta variabilidad, con un 9,84% en los primeros dos ejes. El primer eje explicó el 5,73% mientras que el segundo eje explicó el 4,12% (Tabla 5.1). Los ejes adicionales no son considerados en los posteriores análisis del RLQ. El primer eigenvalor correspondiente a la primera correlación canónica fue 0,62 (raíz cuadrada de 0,38). Este valor es la mejor correlación posible dentro de la tabla de abundancia de taxa. La proyección de las muestras en el mapa factorial demuestra una clara separación entre los arroyos de las sierras bonaerenses y de la pampa ondulada similar a la figura 4.7.

Posicionamiento de los rasgos de los taxa basados en los pesos Q del análisis RLQ

Tal como se vio en la disposición de los taxa en el análisis FCA de rasgos biológicos, donde los taxa se agruparon según ordenamientos jerárquicos superiores, en el análisis RLQ también

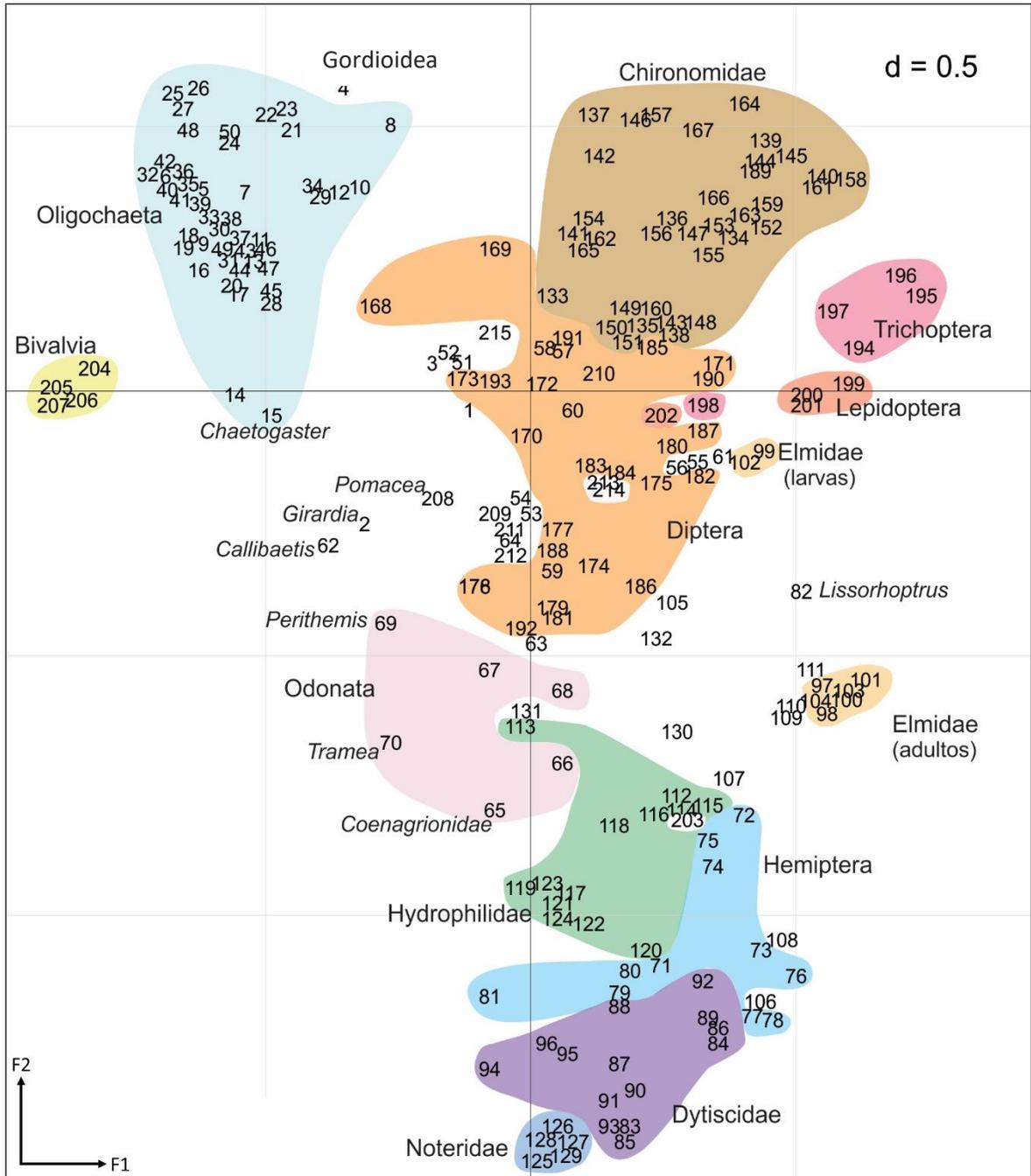


Fig. 5.4: Ordenamiento de los taxa según el análisis RLQ de rasgos biológicos. (“d” es la distancia de cada división). Se encuentran coloreados los grupos taxonómicos superiores.

se observa una situación similar. Los bivalvos se ubican en el extremo negativo del eje 2 en oposición a los lepidópteros y tricópteros. En el cuadrante superior izquierdo se ubicaron todos los oligoquetos, mientras que en el derecho todos los taxa pertenecientes los Chironomidae. El resto de los Diptera se ubicaron principalmente cerca del centroide. Partiendo de este punto hacia la parte inferior, con una tendencia hacia el lado positivo, se encuentran posicionados sobre el eje 1 diferentes unidades taxonómicas (esto es, órdenes de insectos, clases, filos u otro tipo de grupos taxonómicos): Paleomonidae, Gasteropoda, Ephemeroptera, Odonata, Hydrophilidae, Hemiptera, Dytiscidae y Noteridae. Los taxa que conforman los Elmidae se distribuyeron formando dos grupos, uno de larvas y otro de adultos, en el cuadrante inferior derecho (Fig. 5.4). La referencia de los números de los organismos se encuentra en el Anexo 6.

Tabla ambiental (R): los dos primeros ejes del PCA acumulan el 46,09% de la varianza total, con los ejes 1 y 2 explicando el 31,41% y 14,69%, respectivamente (Tabla 5.1). El primer eje está asociado positivamente (valores mayores al 0.30) con altitud, oxígeno disuelto y velocidad de la corriente y, está asociado negativamente con los fosfatos, conductividad, sólidos disueltos totales y demanda química de oxígeno. Todas estas variables tienen una alta correlación con la altitud (del lado positivo el $r > 0,65$ y del negativo $r > 0,55$). La altitud también se correlacionó ($r > 0,40$) con la temperatura, nitrato, grava y demanda biológica de oxígeno.

El segundo eje tiene las correlaciones más altas (valores mayores al 0,40) con la arcilla, limo-arcilla, arena (fragmentos más finos de granulometría) y materia orgánica. La disposición de las variables ambientales en el análisis RLQ se puede observar en la figura 5.5.

Disposición de los sitios según el análisis RLQ para los rasgos biológicos

En la figura 5.5 se observa la disposición de las variables ambientales obtenidas del análisis RLQ para los rasgos biológicos. Como se puede apreciar en el Anexo 7, las variables asociadas de manera positiva al eje 1 son altitud, velocidad y OD; de forma negativa: fosfatos, MO,

sedimentos finos. Al eje 2 positivo: MO, sedimentos finos, amonio, y su lado negativo: temperatura y sólidos disueltos.

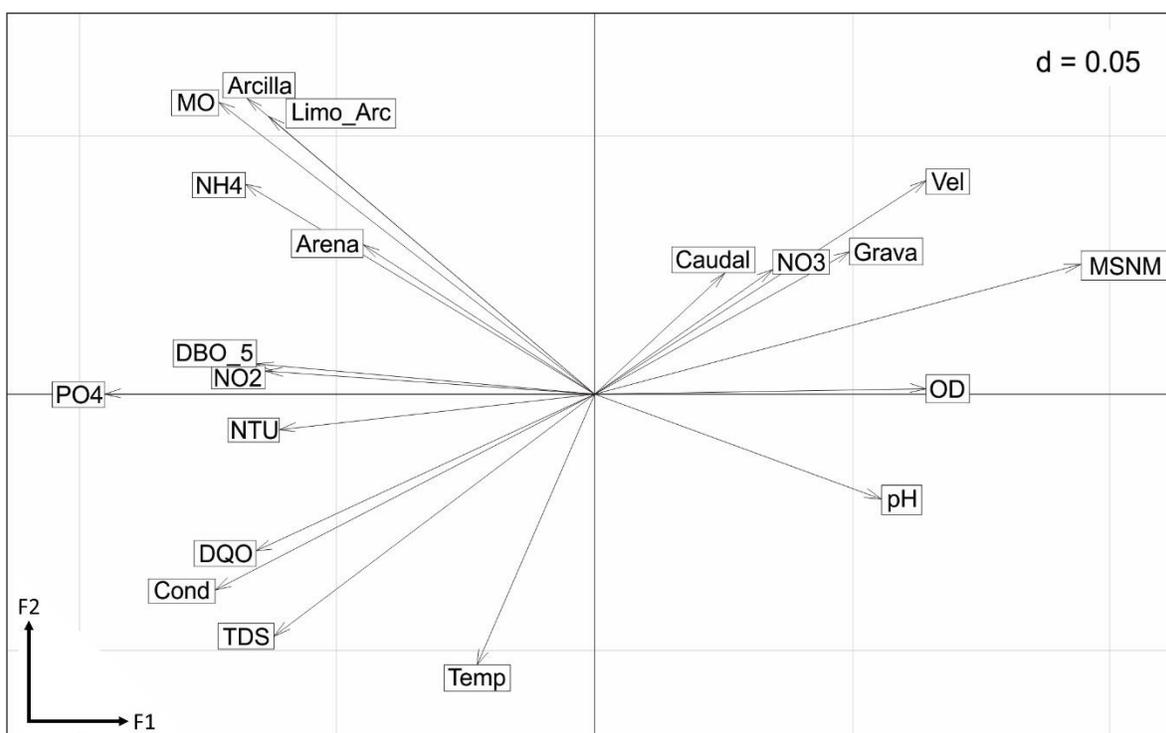


Fig. 5.5: Distribución de las variables ambientales en el análisis RLQ biológico.

En la figura 5.6 se observa que en el cuadrante superior están las UUMM asociadas a bentos, y en el inferior están las UUMM asociadas a la vegetación donde se puede ver una cierta tendencia de agrupación entre las muestras extraídas según la estación del año en que fueron tomadas. La vegetación de primavera está en el sector más negativo del eje 2, mientras que, la vegetación de otoño se encuentra más cercana al eje 1. La vegetación del A° Pérez (Gato II en la figura 5.6), no muestra diferencias en la estacionalidad al igual que ocurre en los A° El Pescado y Juan Blanco sólo que estos dos están más asociados al eje 2 y, el primero de los mencionados al eje 1. En el cuadrante inferior izquierdo se distribuyeron todas las UUMM referidas al A° El Destino, donde las muestras asociadas al complejo bentónico están en la parte superior y la vegetación en la parte inferior.

Las UUMM de las sierras bonaerenses se situaron principalmente en el cuadrante superior derecho. No obstante, se distinguen tres grupos: sedimento fino, grava y vegetación. Están diferenciadas en la figura 5.6 con los colores verde, castaño y amarillo, respectivamente.

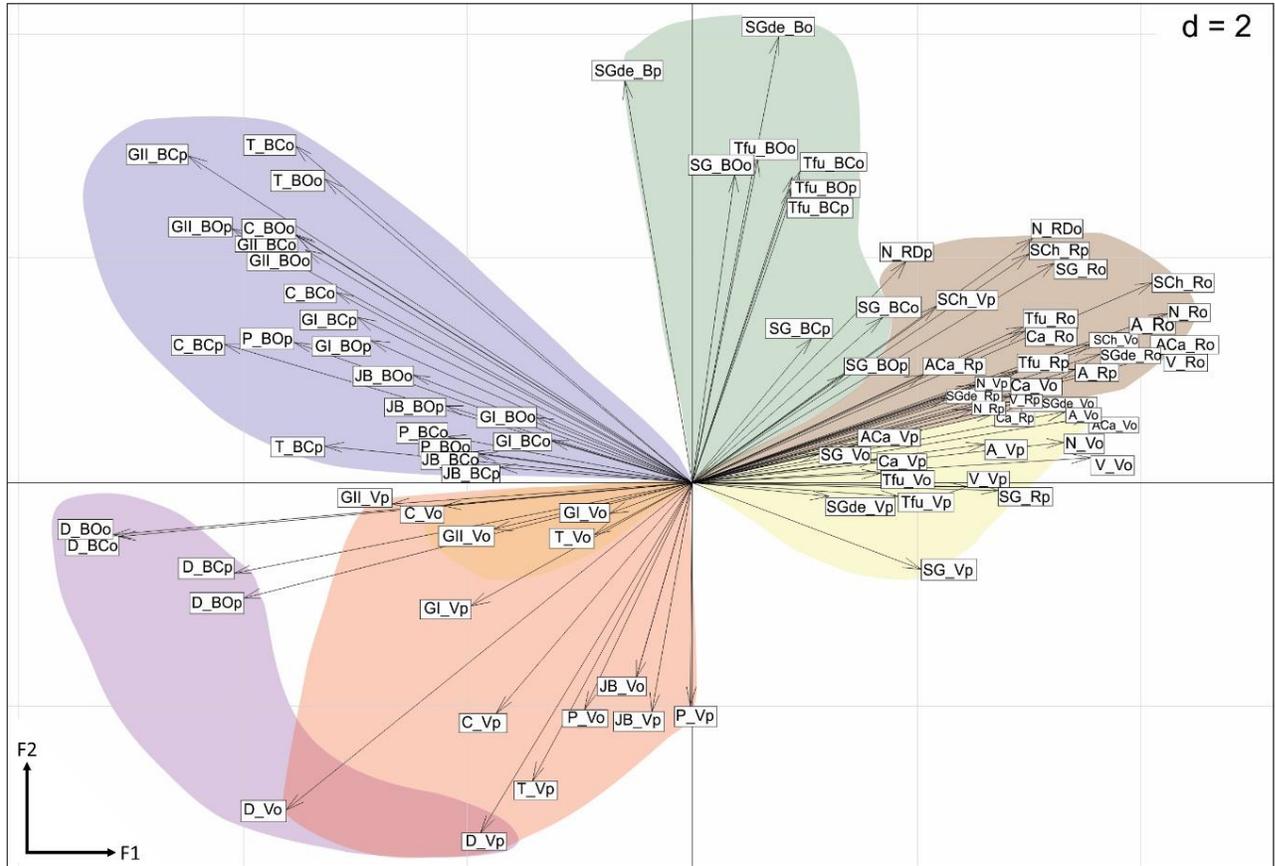


Fig. 5.6: Posicionamiento de los sitios según el análisis RLQ de rasgos biológicos. Se observan dos grupos principales determinados por el eje 1, el grupo perteneciente a los arroyos de la PaOn y el segundo conformado por los sitios de las SiBo. Para facilitar la interpretación de los gráficos se consideró en conjunto la vegetación de cada uno de los sitios y denominándolas según la siguiente abreviación: “(arroyo)_V(estación)” por ejemplo: “T_Vo” es “Chubichaminí-vegetación-otoño”.

Tabla de rasgos biológicos (Q): los dos primeros ejes del FCA en la tabla de rasgos biológicos-taxa contienen el 24,84% de la varianza total (= 2,29, Tabla 5.1). El primer eje (14,64% de la varianza) está correlacionado principalmente con la flexibilidad del cuerpo, las puestas, adaptaciones a la corrientes, locomoción, hábitos alimentarios y respiración. En menor medida con el alimento, forma del cuerpo, grado de tolerancia a la polución y reproducción (Fig. 4.12).

El segundo eje (10,20% de la varianza) está correlacionado principalmente con los hábitos alimentarios, respiración, puestas y formas de resistencia. El tercer eje (8,02% de la varianza) se relacionó con los hábitos alimentarios y la forma del cuerpo por lo que no está brindando nueva información y no se contemplará para los análisis siguientes.

Disposición de los rasgos biológicos según el análisis RLQ

En el lado positivo de ambos ejes de la figura 5.7, se situaron los taxa que nadan principalmente en la superficie, presentan ganchos anales y/o tarsales, la posibilidad de adherirse al sustrato de dos maneras (glándulas de limo y refugios o estuches minerales), pudiéndose encontrar temporalmente fijos o siendo excavadores endobentónicos, con hábito alimentario de tipo triturador y alimentándose con detrito grueso. También son, en su mayoría, sensibles a la contaminación del agua. Los macroinvertebrados de este grupo estuvieron conformados por quironómidos y tricópteros (Fig. 5.4). El cuadrante superior izquierdo (valores negativos en el primer eje y positivos en el segundo eje) está principalmente representado por las formas de resistencia (tipo huevos, gémulas o estatoblastos), organismos con hábito alimentario colector-filtrador o parásitos, también se encuentra representada dos de los tamaños mayores, organismos muy tolerantes a la polución, con tipo de reproducción asexual y puestas aisladas libres, tienen ventosas y son excavadores epibentónicos. Este grupo está formado en su mayoría por oligoquetos, dos géneros de culícidos (*Aedes* sp. y *Anopheles* sp.) e hirudíneos. El grupo de los bivalvos se encuentran dispuestos sobre el eje 1. En el lado negativo del primer eje están los rasgos de tamaños entre 15 y 20mm., formas de resistencia dado por cocones, respiración a través de branquias. Son organismos predadores de microinvertebrados con cuerpos hidrodinámicos o esféricos. Representado en su mayoría por odonatos, algunos efemerópteros como *Callibaetis* sp., y representantes de otros grupos como *Curicta* sp. (Hemiptera) y *Megadytes* sp. (Dytiscidae). El último de los cuadrantes (abajo a la derecha) tiene organismos con capacidad de vuelo, respiración atmosférica a través de plastrón o espiráculos, presentan uñas tarsales y capacidad de nado por toda la columna de agua, cuentan con baja flexibilidad del cuerpo y son tolerantes a la contaminación. Su hábito alimentario incluyó a los taxa perforadores de organismos animales o vegetales, para alimentarse de sus líquidos, entre

RLQ: análisis simultáneo de rasgos biológicos, variables ambientales y composición taxonómica

Los primeros dos ejes explicaron el 66,5% y el 20%, respectivamente, del total de la varianza en la tabla que cruza las características ambientales y los rasgos biológicos de los taxa (Tabla 5.2). La prueba de permutación fue significativa ($p= 0.001$, 1000 permutaciones al azar). El primer eje del RLQ contabilizó el 94% de la variabilidad en el primer eje del PCA separado de las variables ambientales, esto es, la tasa entre la varianza de las características del hábitat registrada para el RLQ (5,9, tabla 5.2) y aquel del análisis separado (6,4, tabla 5.2). De forma similar se contabilizó el 47,5% de la variabilidad en el primer eje de los rasgos biológicos. Los dos nuevos sets de puntajes de los sitios y los taxones tienen una correlación de 0,3 a lo largo del primer eje del RLQ (Tabla 5.2), un valor que puede ser comparado con la correlación más alta posible entre los sitios y los taxa, dado por la raíz cuadrada del primer eigenvalor (o autovalor) del CA (0,38, ver tabla 5.1). Entonces, el primer eje del RLQ explica el 47,7% de la variabilidad de la tabla faunística (L). El segundo eje del RLQ explica el 20% de la variabilidad total. Por lo que no será detallado, pero se analizará de la misma manera que el eje anterior.

Las cargas (*loadings*) de las variables ambientales del primer eje del RLQ están presentadas en Anexo 7. Los nutrientes, salvo el nitrato, demandas de oxígeno (DBO₅ y DQO), turbidez, sólidos disueltos, materia orgánica y las porciones más finas de granulometría están negativamente correlacionadas con el primer eje del RLQ, mientras que oxígeno disuelto, velocidad de corriente, grava, pH y altitud están en el lado opuesto.

Tabla 5.2: Resumen del análisis RLQ

Análisis RLQ	Rasgos Biológicos		Rasgos Ecológicos	
	eig 1	eig 2	eig 1	eig 2
Varianza	0,08	0,03	0,32	0,01
Proporción de la varianza (%)	66,5	19,93	92,21	3,92
R/RLQ	eig 1	eig 1+2	eig 1	eig 1+2
Varianza	5,91	8,63	6,24	8,32
Proporción de la varianza (%)	94,02	93,6	99,41	90,22
L/RLQ	eig 1	eig 2	eig 1	eig 2
Varianza	0,29	0,21	0,47	0,32

Proporción de la varianza (%)	47,7	39,52	77,15	61,59
Q/RLQ	eig 1	eig 1+2	eig 1	eig 1+2
Varianza	0,16	0,37	0,23	0,29
Proporción de la varianza (%)	47,45	64,8	97,66	84,8

Si se observa el extremo positivo del gradiente del eje 1 perteneciente al análisis RLQ biológico (Figs. 5.4, 5.5 y 5.7), se evidencia que los sitios con mayor altitud tienen mayores velocidades del flujo y aguas bien oxigenadas, así como grava y caudales relativamente altos, características de los ambientes serranos. Las muestras en esta posición coinciden con las muestras tomadas en Sierras de la Ventana y Sierras de Tandil (Fig. 5.6). Los rasgos biológicos que las distinguen fueron especificados en la sección anterior (cuadrantes positivos para el eje 1). Contrariamente, los sitios que pertenecen a la pampa ondulada se caracterizan por tener sitios con mayores concentraciones de nutrientes, caudales muy bajos, altas demandas de oxígeno y sustrato formado por partículas finas (por mayores descripciones, leer las secciones anteriores), estas son las principales características que hacen a esta parte del gradiente y cuentan con representantes de macroinvertebrados que pertenecen a odonatos, bivalvos y oligoquetos, entre otros. A lo largo del eje 2 del análisis RLQ biológico se posicionan las unidades muestrales pertenecientes a la vegetación y al bentos, sea este fangoso (pampa ondulada) o rocoso (sierras).

La presencia de sustrato rocoso se relacionó positivamente con organismos que utilizan los recursos del ambiente para hacer sus habitáculos, alimentarse o aferrarse, y si están asociados a los hábitos excavadores de tipo endobentónicos. Mientras que, el sedimento fino se relacionó positivamente con los organismos que realizan excavaciones epibentónicas, estos sitios se ubican en el mapa factorial opuesto a la altitud y las altas velocidades de corriente. Por otro lado, la vegetación se relacionó positivamente con organismos capaces de trasladarse fácilmente por la columna de agua, respirar aire atmosférico y alimentarse de otros organismos.

5.3.2 Método de la cuarta Esquina

El método de la cuarta esquina reveló para los rasgos biológicos 67 asociaciones significativas con *p-valores* ajustados para múltiples evaluaciones de las 1180 asociaciones posibles (Anexo 8).

Las fracciones finas de sedimento, junto a las bajas o nulas velocidades de las corrientes revelan un ambiente adecuado para que los macroinvertebrados puedan desplazarse por toda la columna de agua nadando, mientras que los ambientes torrentosos impulsan a que los organismos presenten glándulas de limo o ganchos anales y/o tarsales para la sujeción a diferentes sustratos, o bien, se refugien en habitáculos, también que se alimenten de detritos más gruesos.

Los organismos muy tolerantes a la contaminación estuvieron asociados a ambientes con altas concentraciones de amonio, materia orgánica y a las dos fracciones más finas de sedimento. Por otro lado, la presencia de materia orgánica presentó una asociación negativa con organismos que tienen la capacidad de desplazarse en toda la columna de agua, con espiráculos y uñas tarsales.

5.3.3 Combinación de los dos enfoques

Se muestran las asociaciones bivariadas significativas entre los dos primeros ejes RLQ para los rasgos de los taxa (AxcQ1/AxcQ2) y las variables ambientales en la tabla 5.3 (a). El primer eje se correlacionó positivamente con el OD, la grava, el pH y la altitud. Mientras que, negativamente con todos los nutrientes (salvo el nitrato), las demandas de oxígeno, conductividad, turbidez, sólidos disueltos totales (SDT), MO y las porciones más finas de granulometría. El segundo eje se correlacionó positivamente con el amonio, la MO y las porciones más finas de granulometría, y negativamente con temperatura y SDT.

En tanto, en la tabla 5.3 (b) se observan las asociaciones bivariadas entre los dos primeros ejes RLQ para gradientes ambientales (AxcR1/AxcR2) y rasgos biológicos. En particular, el primer eje se correlacionó positivamente con organismos que se alimentan de detritos gruesos y presentan glándulas de limo o seda como adaptaciones a la corriente, y negativamente con

puestas de huevos aislados libres y excavadores epibentónicos. El segundo eje se correlacionó negativamente con cuerpos hidrodinámicos y diapausa o dormancia como formas de resistencia.

Tabla 5.3: Resumen de correlaciones por pares (r de Pearson) entre ejes RLQ, (a) variables ambientales y (b) categorías de rasgos biológicos de invertebrados. Negro = significativo, correlación positiva ($p < 0.05$), gris = significativo, correlación negativa, blanco = no significativo. Rasgos biológicos: **TM** = tamaño máximo registrado, **FC** = forma del cuerpo, **FL** = flexibilidad del cuerpo, **A** = alimento, **HA** = hábitos alimentarios, **P** = puestas, **FR** = formas de resistencia, **AD** = adaptaciones a las corrientes, **L** = locomoción, **GT** = grado de tolerancia a la polución, **RS** = respiración, **RP** = reproducción.

Variables ambientales			RasgosBiol	AxcR1	AxcR2	RasgosBiol	AxcR1	AxcR2
a)	PO4	AxcQ1				FR_1		
	NH4	AxcQ2				FR_2		
	NO3					FR_3		
	NO2					FR_4		
	DBO_5					AD_1		
	DQO					AD_2		
	Temp					AD_3		
	Cond					AD_4		
	NTU					AD_5		
	OD					AD_6		
	TDS					L_1		
	Vel					L_2		
	Caudal					L_3		
	MO					L_4		
	Grava					L_5		
	Arena					L_6		
	Limo-Arc					L_7		
	Arcilla					GT_1		
	pH					GT_2		
	MSNM					GT_3		
b)	TM_1					RS_1		
	TM_2					RS_2		
	TM_3					RS_3		
	TM_4					RS_4		
	TM_5					RS_5		
	TM_6					RP_1		
	FC_1					RP_2		
	FC_2					RP_3		
	FC_3							
	FC_4							
	FL_1							
	FL_2							
	FL_3							
	A_1							
	A_2							
	A_3							
	A_4							
	A_5							
	A_6							
	A_7							
	A_8							
	HA_1							
	HA_2							
	HA_3							
	HA_4							
	HA_5							
	HA_6							
	HA_7							

P_1		
P_2		
P_3		

5.3.4 Discusión y conclusiones

Factores ambientales que conducen las características de la comunidad

En el presente estudio se hallaron factores ambientales que estuvieron relacionados con la estructura de la comunidad observada y con los rasgos biológicos. Las variables que más influenciaron (es decir, aquellas que mostraron los valores más altos o bajos a lo largo de los ejes del RLQ) fueron altitud, velocidad de la corriente, fosfatos, amonio, conductividad, sólidos disueltos, materia orgánica y arcilla. El resto de las variables ambientales tuvieron una incumbencia menor en el análisis a diferentes niveles; la conductividad, el nitrato, la temperatura del agua y la descarga también ejercieron importantes aportes como ya fuera mencionado en el trabajo de Mellado-Díaz *et al.*, 2008.

Cuando vemos a través de escalas de paisaje relativamente grandes, mucha de la variación en la distribución de las especies se puede atribuir a los patrones de variación dentro del paisaje (Townsend *et al.*, 2003). Los atributos a grandes escalas de paisaje, como el uso del suelo, geología superficial, altitud e hidrogeología señaladas por Richards *et al.* (1996) fueron las que tuvieron las mayores influencias en los ensamblajes de los macroinvertebrados. Sin embargo, Richards *et al.* (1997) encontraron que las características físicas a escala de tramo (*reach-scale*) son más fuertes con los atributos relacionados a la historia de vida y supervivencia de los macroinvertebrados que las variables a escala de cuenca, sugiriendo que los rasgos de las especies exhiben una fuerte relación con las condiciones ambientales locales. Los resultados obtenidos en el presente trabajo sugieren que una variedad de factores, a diferentes escalas y organizadas jerárquicamente (por ejemplo, la concentración de nutrientes o la altitud), controlan la organización funcional, como apuntan Poff (1997) y Mellado Díaz *et al.* (2008).

No se observaron patrones claros que separaran determinados microhábitats como aquellos sitios bentónicos de las orillas y del cauce. Según Reice (1985) y Pringle *et al.* (1988),

los patrones en los rasgos de las especies pueden no ser fácilmente observables en los hábitats puntuales de los arroyos (p.ej., microhábitats, pozones, charcos) con frecuencia examinados con respecto a las variaciones locales en el uso del suelo. En estas escalas, las perturbaciones y los cambios ambientales pueden ocurrir rápidamente y la presencia/ausencia de especies está regulada más por la movilidad y la disponibilidad de fuentes de colonización locales que la persistencia de las poblaciones. Aun así, los microhábitats que caracterizan los principales tipos de sustratos, como sedimentos y macrófitas, si fueron separados. Si contemplamos lo afirmado por Townsend & Hildrew (1994), estos sitios que otorgan heterogeneidad física funcionarían como refugios para los organismos a meso o microescala. Si consideramos que los arroyos periurbanos son los más afectados por tener las mayores concentraciones de nutrientes y que estas concentraciones se encuentran mayormente asociadas a los sedimentos (principalmente finos) se puede notar, en el mapa factorial, que las muestras de las macrófitas se disponen en oposición a las de sedimento y cobijarían un número mayor de especies o taxa con características de mayor sensibilidad (Figs. 5.4, 5.6, 5.7).

Las macrófitas enraizadas (p.ej., *Sagittaria* sp. y *Stuckenia* sp.), aumentan estacionalmente la estructura del hábitat local, la disponibilidad de recursos perifíticos y la estabilidad del sustrato (Richards *et al.*, 1997). Los lechos cubiertos por macrófitas ribereños también producen materia orgánica autóctona y aumentan la sedimentación de los elementos suspendidos que conducen a la colonización de especies excavadoras (Fox, 1992). Nuestros resultados sugieren que este hábitat proporciona dos niveles posibles de refugios: uno para macroinvertebrados adaptados al movimiento y a la búsqueda de alimentos dentro y entre pequeños espacios en el follaje de las macrófitas (nadadores, agujereadores y rastros), y otro para aquellos especializados en áreas de depósito de sedimento. Solo con el fin de citar algún ejemplo; en el primer caso están los hemípteros y coleópteros, y en el segundo los quironómidos y oligoquetos.

Si bien se considera al grupo EPT, como buenos indicadores de sedimentación en los rápidos, ya que estos taxa se encuentran predominantemente en zonas erosivas obligadas y poseen muchas características comportamentales de adhesión y alimentación, no serían buenos indicadores de la calidad relativa del hábitat de aguas poco profundas ya que estos hábitats son depositantes (Richard *et al.*, 1997). Como ya se ha mencionado, los plecópteros no

se hallan en los ambientes pampásicos, y los efemerópteros también pueden ser encontrados en ambientes de muy baja altitud (6 a 20 msnm). Los tricópteros fueron los que se encontraron principalmente en los ambientes de mayor altitud (desde aproximadamente los 200 msnm, se refleja en el porcentaje de representatividad de este grupo en la pampa ondulada y las sierras bonaerenses, siendo de 0,1% y 2,6%). Esto podría estar explicando el motivo por el cual los efemerópteros se encuentran relativamente dispersos en los cuadrantes inferiores, en cuanto, los tricópteros están formando un grupo más homogéneo en el cuadrante superior derecho (Fig. 5.4).

Rasgos biológicos y atributos ambientales

El primer eje del RLQ contabiliza una gran fracción de la varianza total explicada, indicando la existencia de un gradiente ambiental fuerte que estructura las características de los sitios y los taxa: sitios serranos y de llanura, ambientes relacionados con los sustratos limoso y/o arcilloso, rocoso con impacto de la agricultura y/o ganadería y, debajo de este gradiente, los ambientes provistos de vegetación que ofrecen refugio a los macroinvertebrados. La ordenación de los sitios a lo largo de este eje se acerca a la definición *a priori* de los tipos de arroyos.

Los factores ambientales vinculados a los disturbios en el uso del suelo, altas concentraciones de nutrientes, alta conductividad (Gómez *et al.*, 2005) y sedimentos finos (Pallottini *et al.*, 2017) indicarían un área influenciada por las presiones antropogénicas que amenazan los ecosistemas. La agricultura según Murphy *et al.* (2017) y las actividades agroganaderas o urbanas mencionado por Mellado-Díaz *et al.* (2008) aumentan el sedimento fino en los arroyos, lo que produce un impacto en los ensamblajes de los macroinvertebrados y se ve reflejado en sus rasgos biológicos. Al mismo tiempo, los arroyos pueden presentar perturbaciones naturales generadas por la gran altitud, las mayores velocidades y descargas del flujo del agua. Este conjunto de factores determina la estructura y la función de todo el ecosistema acuático e influye en los rasgos de la biota en estos ambientes lóticos.

Pallottini *et al.* (2017) estudiaron las respuestas de los rasgos funcionales de macroinvertebrados en suelos con usos agrícolas e industriales de 10 sitios de la cuenca del río

Nestore (Italia). Aquí se diferenciaron dos grupos de sitios donde los menos impactados presentaron: huevos individuales, adheridos al sustrato o no (modo de reproducción); dispersión activa aérea o activa acuática; huevos y estatoblastos (formas de resistencia); respiración a través de espiráculos y plastrones; principalmente organismos fijos al sustrato; trituradores y raspadores (hábitos alimentarios). Por otro lado, los sitios más impactados presentaron: taxa con cuerpos grandes (> 4–8 cm); reproducción asexual; dispersión pasiva acuática; capacidad de formar capullos y protección contra la desecación (formas de resistencia); consumen microorganismos y vertebrados; filtradores, colector-recolector o agujereador (hábitos alimentarios). Las principales diferencias del presente estudio con el de los autores anteriores radican en que los sitios menos impactados cuentan con organismos hidrodinámicos capaces de nadar por toda la columna de agua y alimentarse de pequeños invertebrados. Estas diferencias probablemente se deban al tipo de organismos observados por Pallottini *et al.* (*op cit*) en los sitios menos impactados, ya que en los sitios más impactados encontraron principalmente quironómidos y tubificidos, tal como en este trabajo. Otra diferencia probablemente se deba a que las 9 cuencas analizadas en esta tesis presentan una gran amplitud ambiental.

Por otro lado, Mellado-Díaz *et al.* (2008) estudiaron en la cuenca del Río Segura (España) cuatro tipos de arroyos: de montaña, agro-urbanos, manantiales y salinos. Los factores ambientales de los arroyos agro-urbanos que se encontraban entre 60-100 msnm (lo que ellos llamaron “bajas altitudes”) fueron depósitos aluviales, alta conductividad, sólidos suspendidos y nitratos. Los rasgos asociados fueron: tamaños mínimos (0,25 cm) o máximos (>8 cm); multivoltinismo; adultos acuáticos; ovoviviparidad y puestas endofíticas; algo de dispersión aérea; diapausa o latencia (formas de resistencia); microinvertebrados y vertebrados (alimento); parásitos, predadores o agujereadores (hábito alimentario); respiración aérea y desplazamiento por toda la columna de agua o la superficie (locomoción). Estos resultados coinciden fuertemente con los obtenidos en este trabajo, incluso los grupos que se asociaron a estos rasgos: heterópteros, hidrofílicos (*Berosus* sp. y *Haliphus* sp.), algunos culícidos y caracoles.

Statzner & Bêche (2010) indicaron que para predecir *a priori* cómo los factores estresantes múltiples afectan los rasgos de una manera específica, la atención debe centrarse en los rasgos

que proporcionan una explicación mecanicista de la acción de un factor estresante individual dado. Por ejemplo, el “déficit de oxígeno”. En esta investigación, las técnicas de respiración de los invertebrados respondieron a la acción creciente del estresante “déficit de oxígeno” en el agua mediante la ausencia de órganos de respiración especializados en los sitios de mayor perturbación antrópica; luego sitios con bajas concentraciones de oxígeno por perturbaciones naturales presentaron órganos para la respiración aérea o branquias. La respiración principalmente tegumentaria en los ambientes perturbados radica en la presencia de organismos con alta tolerancia a la polución como los oligoquetos y algunos quironómidos en estos ambientes donde sólo unos pocos cuentan con respiración branquial. Algunos quironómidos (p.ej., *Chironomus* sp.), además presentan hemoglobina que les asegura la incorporación del oxígeno necesario aún en los ambientes más difíciles. De hecho, en los ambientes más contaminados, como la cuenca baja de la Cuenca Matanza Riachuelo sólo se encuentran oligoquetos y/o quironómidos. Por otro lado, aquí, la respiración aérea de plastrón y espiráculos está asociada a grupos de coleópteros y hemípteros. En cuanto a la respiración pulmonar de algunos géneros como *Pomacea*, en este estudio se halló en ambientes de la pampa deprimida con usos del suelo periurbano.

Un segundo ejemplo adicional a lo indicado por Statzner & Bêche (*op cit.*) es que, si se considera al aumento del caudal y la velocidad como disturbios naturales, entonces, los organismos deberán poder realizar madrigueras más profundas donde se encuentran los granos más finos de sedimento adquiriendo de esta manera la modalidad de excavadores endobentónicos, en comparación con los organismos que viven en sitios donde las velocidades son muy bajas y estos tienen características de excavadores epibentónicos. Tal como ocurre en esta investigación.

Otras características biológicas que reducen el impacto en las fluctuaciones ambientales son la presencia de adultos capaces de soportar la sequía ocupando huecos o refugios en el suelo (como el hidrofílico *Berosus*). La presencia de adultos que pueden sobrevivir fuera del agua por algún tiempo tierras adentro, como ocurre con los adultos acuáticos de Heteroptera y Coleoptera que están entre los mejores colonizadores de aguas efímeras y ejemplifican la adaptabilidad de su estilo de vida (Velasco *et al.*, 1998); o la construcción de madrigueras por los cangrejos de agua dulce que también permite la recolonización luego de inundaciones o

sequías (Mellado-Díaz *et al.*, 2008) como ocurrió con los géneros *Sylviocarcinus* y *Trichodactylus* en los arroyos El Destino y Chubichaminí. La dominancia de los macroinvertebrados con adultos voladores en los ambientes más estresados puede reflejar el valor de su capacidad de dispersarse inmediatamente frente a disturbios repentinos, como sequías o inundaciones (Lytle & Poff, 2004). Los arroyos intermitentes de esta tesis, El Destino y Ventana, fueron los sitios que tuvieron representaciones mayores de coleópteros y hemípteros indicando que los estos organismos cuentan con los rasgos biológicos necesarios para enfrentarse a este tipo de adversidades hídricas. La abundancia de los taxa domina los patrones de los rasgos en las comunidades (Statzner & Bêche, 2010).

La presencia de la ovoviviparidad como una estrategia reproductiva se debe principalmente a los bivalvos. Autores como Dolédec *et al.* (1999), Usseglio-Polatera & Beisel (2002) notaron que hay una mayor variedad de cuidados parentales en los sitios de referencia, con cuatro tipos principales en la deposición de los huevos, mientras que la ovoviviparidad y la regeneración son más comunes en sitios con disturbios frecuentes. Los oligoquetos muestran reproducción asexual, hermafroditismo y huevos de resistencia, lo que se interpreta como un factor que confiere resiliencia en los hábitats disturbados, esto permite dejar un mayor número de descendientes; estos se hallaron en los ambientes con mayores impactos antrópicos.

Algunos rasgos biológicos que usualmente predicen condiciones más estables y benignas son tamaños mayores y predación de macroinvertebrados, incluso vertebrados (p.ej. renacuajos por odonatos). La predación estuvo dada por *Rhantus*, *Notonecta*, *Rhionaeschna* y *Helobdella* y otros organismos que típicamente habitan cuerpos de agua lénticos, como en los arroyos con actividad agrícola (Mellado-Díaz *et al.*, 2008). Statzner *et al.* (2004; 2008) indicaron que los tamaños máximos se observaron en los sitios de mayores altitudes, pero aquí se ubicaron en la pampa ondulada. Una posible explicación es que los organismos de los ambientes mencionados incluyen largos oligoquetos y quironómidos, ambos diferenciados en nivel taxonómicos menores, y mayor diversidad de coleópteros de grandes tamaños como los del género *Rhantus*. Los menores tamaños asociados a los caudales mayores según Statzner & Bêche (2010) serían una adaptación evolutiva debida al aumento en las fuerzas de flujo cercanas al fondo, ya que tamaños menores evitan el estrés a través del arrastre. En los resultados aquí obtenidos, se podría considerar la tendencia de los menores tamaños asociados a las mayores

velocidades de corrientes según los análisis de RLQ, pero los dos análisis complementarios no indicaron ninguna asociación de tamaño con velocidades de flujo o caudales mayores.

En contraste, el lado derecho del gradiente del hábitat del RLQ, está ocupado principalmente por las muestras de los sitios de arroyos con condiciones semi-prístinas (A° Ventana, La Cascada y su arroyo, A° Napostá Grande) localizados en reservas naturales, cercanas a ellas o con zonas de amortiguamiento y correspondiendo a los sitios de mayor altitud, oxígeno disuelto, caudales y menores concentraciones de nutrientes. Los rasgos biológicos que se destacan son la presencia de ganchos posteriores para sujetarse o desplazarse, ser temporalmente fijos o excavadores endobentónicos, pueden construir estuches minerales para alojarse y tienen glándulas de limo o seda, características también encontradas por Mellado-Díaz *et al.* (2008) asociadas a los arroyos de montaña. Son principalmente trituradores de detritos gruesos y sensibles a la contaminación; en menor medida, los perforadores también se registraron en los ambientes serranos. Esto difiere de Mellado-Díaz *et al.* (2008) quienes encontraron filtradores en los arroyos de montaña.

5.4 Resultados: Rasgos ecológicos (RLQ')

5.4.1 Análisis RLQ'

La inercia total explicada por el análisis RLQ' fue de 0,34 (Modelo 2: $p < 0.001$, Modelo 4: $p < 0.001$). Los dos primeros ejes del histograma de los eigenvalores (o autovalores) marcan claramente la importancia del primer eje (92,2%) pero la segunda dimensión (3,9%) también se utilizó para interpretar las principales estructuras de las relaciones entre los rasgos ecológicos y el ambiente (Fig. 5.8).

Los *círculos de correlación* de la figura 5.8 muestran la información ambiental donde el RLQ' tiene el eje 1 muy cercano al análisis inicial individual y el eje 2, en el sentido opuesto. Para la información de los rasgos, el primer eje del FCA está rotado 180°, el eje 2 no tiene gran importancia y el eje 3 se coloca muy cerca del eje 2 del análisis individual.

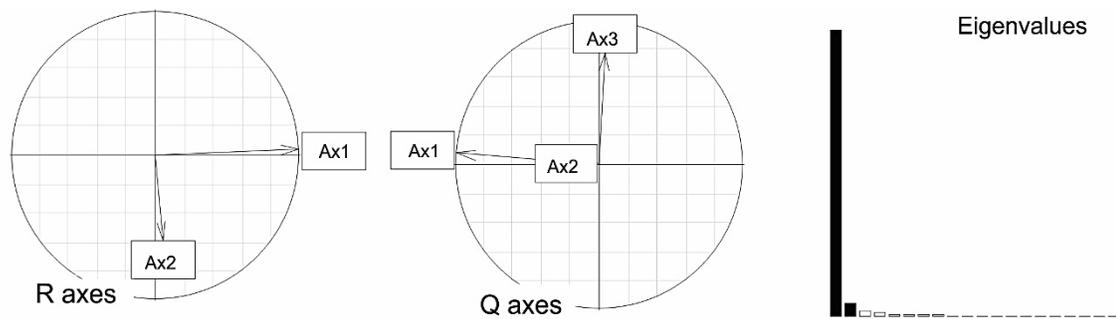


Fig. 5.8: Gráfico de eigenvalores y posicionamiento de los nuevos ejes con respecto a los análisis individuales de la tabla ambiental y de rasgos ecológicos.

Tabla faunística (L):

Posicionamiento de los rasgos de los taxa basados en las cargas Q' del análisis RLQ

La mayoría de las unidades taxonómicas más altas tienen una variabilidad mayor en los rasgos ecológicos que en los biológicos.

Si bien, a primera vista se podría pensar que la alta variabilidad en los taxa según el ordenamiento del análisis RLQ' impide la confirmación de algún patrón, en la figura 5.9 se observa que la mayor parte de los oligoquetos y de los dípteros se encuentran situados por debajo del eje 1. La mayoría de los notéridos, hemípteros y élmidos están en el cuadrante superior izquierdo junto con los odonatos, pero estos últimos con mayor relación al eje 1. Los efemerópteros y los ditíscidos están ubicados en el sector positivo del eje 1 junto con los hidrofílicos pero, éstos más restringidos al centro del mapa factorial.

En el cuadrante inferior derecho, asociado al eje 1 se encuentran, por ejemplo, los géneros *Petrophila*, *Podonomopsis*, *Cryptochironomus*, *Triaenodes* y la especie *Aeolosoma tenebrarum*. En el cuadrante inferior izquierdo, están *Phoridae* y *Crambidae*, el género *Chironomus* y la especie de oligoqueto *Pristina breviseta*. Mientras que, en el cuadrante superior izquierdo se ubican los géneros *Laccophilus*, *Callibaetis* (núm. 62) y los Noteridae.

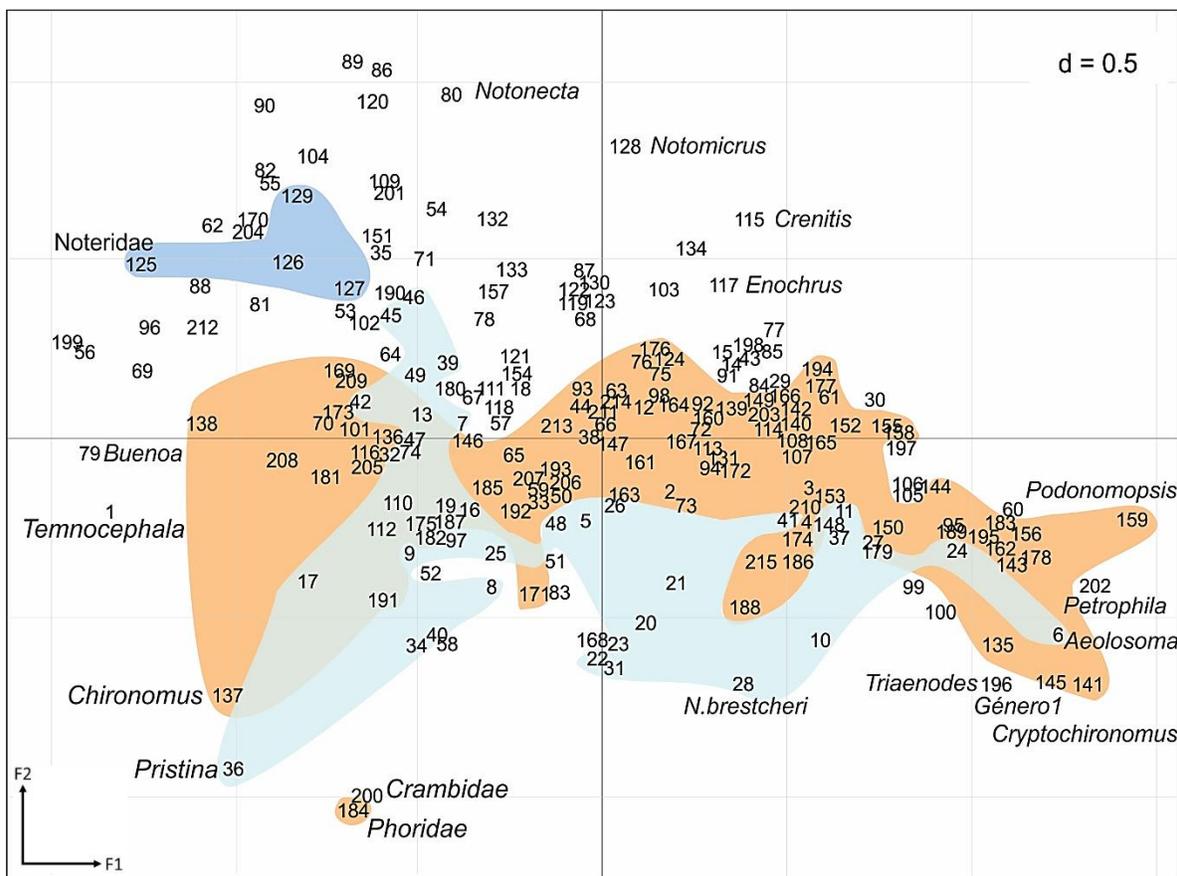


Fig. 5.9: Ordenación de los taxa según el análisis RLQ para rasgos ecológicos (RLQ'). En azul están representados los notéridos, en anaranjado los dípteros y en celeste los oligoquetos.

Tabla ambiental (R):

Disposición de los sitios según el análisis RLQ para los rasgos ecológicos

La lectura de los sitios es básicamente la misma que la realizada para los rasgos biológicos, sólo presenta algunas diferencias menores que serán detalladas a continuación.

En las figuras 5.10 y 5.11, el eje 2 separa los ambientes serranos de los pampeanos y el eje 1 separa principalmente las UUMM de vegetación del sustrato (Fig. 5.11), los puntajes de las variables ambientales asociadas a los dos primeros ejes están en el Anexo 7. En las sierras bonaerenses es notoria la división entre sedimento rocoso y blando (sólo en el cuadrante inferior) de la vegetación; los sitios de reserva o linderos a ellas se encuentran posicionados en estrecha relación con el eje 1, aunque esto no es exclusivo. Las muestras del A° Sauce Chico se

diferencian temporalmente: las de primavera están en el lado negativo del eje 1, y las de otoño tienen altos valores positivos sobre el eje 1.

En el cuadrante inferior izquierdo de la figura 5.11 se encuentran todas las UUMM correspondientes a la Cuenca Del Gato. Por otro lado, el A° El Destino se encuentra principalmente en el cuadrante superior izquierdo. La vegetación correspondiente a los A° El Pescado y Juan Blanco están separadas de sus sustratos.

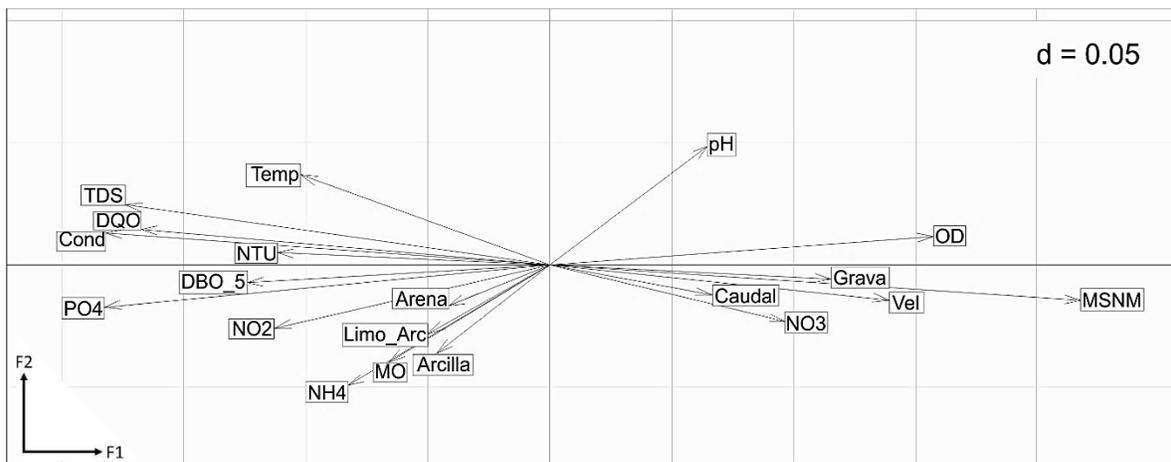


Fig. 5.10: Disposición de las variables ambientales según el análisis RLQ correspondiente a los rasgos ecológicos. Se observa básicamente la misma disposición que en el análisis RLQ biológico, salvo que las variables ambientales se encuentran más asociadas al eje 1.

Disposición de los rasgos ecológicos según el análisis RLQ

Como se observa en la figura 5.12, y al igual que en el análisis FCA de rasgos ecológicos, las modalidades se disponen en base a los gradientes ambientales. Donde las categorías sólidos disueltos totales, conductividad, estado trófico y altitud (MSNM) (**Grupo I**) se organizan según el sentido de las agujas del reloj. El **Grupo II** conformado por la DBO₅ de los sitios donde se encuentran los taxa se disponen en contra de las agujas del reloj. Y, trazando una diagonal desde la parte inferior derecha a la superior izquierda están las temperaturas que toleran los organismos y, sobre el eje 1, partiendo de valores positivos a negativos están los taxa que habitan desde las mayores altitudes a las menores. En el lado negativo del eje 2 se ubican las modalidades más bajas de pH y OD. En comparación con el FCA, los Grupos I y II alcanzaron valores mayores positivos o negativos sobre el eje 1.

En relación con la disposición de las UUMM, las modalidades “bentos centro”, “bentos orilla” y “rocas” del rasgo “Tipo de sustrato” se hallan sobre el lado positivo del F1 mientras que las UUMM de la vegetación están en el lado negativo. Los macroinvertebrados que viven asociados a la vegetación flotante son los que más se apartan del resto de las modalidades, esta se encuentra más asociada al eje 2.

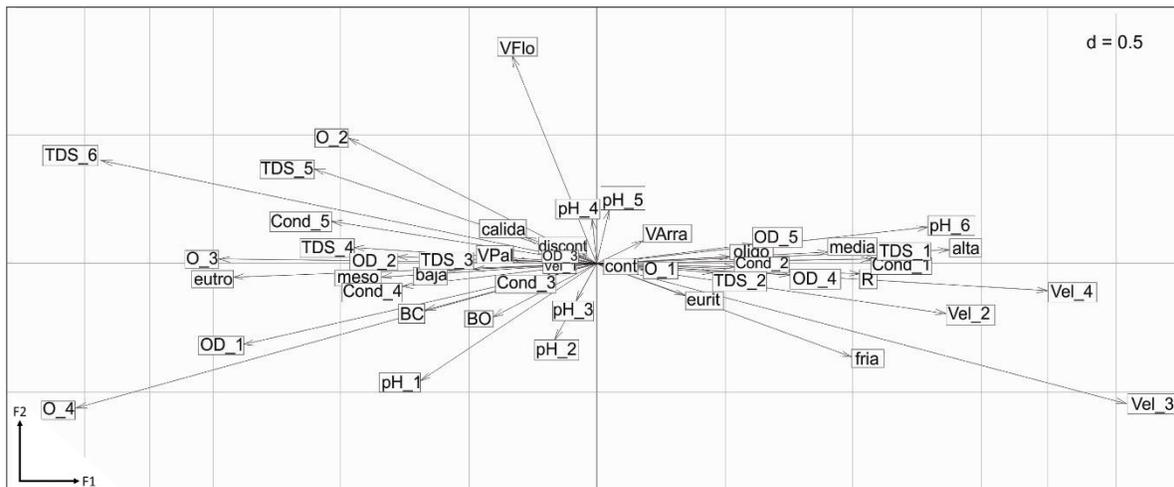


Fig. 5.12: Disposición de los rasgos ecológicos según el análisis RLQ' para los 215 taxa contemplados en esta tesis y dos complejos ecosistémicos, pampa ondulada (PaOn) y sierras bonaerenses (SiBo). Rasgos ecológicos: **altitud absoluta** = baja-media-alta, **canal** = continuo (cont)-discontinuo (discont), **tipo de sustrato** = bentos centro u orilla (BC- BO)- vegetación palustre, flotante o arraigada (VPal-

VFlo-VArro)- rocas (R), **velocidad de la corriente (*preferendum*)** = desde velocidad nula (Vel_1) hasta alta (Vel_4, $>0,5 \text{ m s}^{-1}$), **temperatura (*preferendum*)** = fría- cálida- euriérmico (eurit), **pH (*preferendum*)** = desde valores menores (pH_1, $> 6,5-7$) hasta valores mayores (pH_6, >9), **estatus trófico (*preferendum*)** = oligotrófico (oligo)- mesotrófico (meso)- eutrófico (eutro), **DBO_5** = desde menores demandas (O_1, $<2 \text{ mg/l}$) hasta mayores demandas (O_4, $>10,1 \text{ mg/l}$), **conductividad** = desde menores conductividades (Cond_1, $<200 \mu\text{S/cm}$) hasta las mayores (Cond_5, $>1000 \mu\text{S/cm}$), **sólidos en suspensión** = desde las menores cantidades de sólidos disueltos totales (TDS_1, $<0,1 \text{ mg/l}$) hasta las mayores (TDS_6, $>0,9 \text{ mg/l}$), **oxígeno disuelto** = desde los menores valores (OD_1, $<4 \text{ mg/l}$) hasta los mayores (OD_5, $>10 \text{ mg/l}$).

RLQ': análisis simultáneo de rasgos ecológicos, variables ambientales y composición taxonómica

Los primeros dos ejes extraen el 92,3% y el 4%, respectivamente, del total de la varianza en la tabla que cruza las características ambientales y los rasgos ecológicos de los taxa (Tabla 5.2). El primer eje del RLQ contabilizó el 99% de la variabilidad en el primer eje del PCA de las variables ambientales separado (esto es, RLQ = 6,24 y PCA = 6,3, ver Tablas 5.1 y 5.2). De forma similar se contabiliza el 97,6% de la variabilidad en el primer eje de los rasgos ecológicos. Los dos nuevos sets de puntajes de los sitios y los taxa tienen una correlación de 0,62 a lo largo del primer eje del RLQ (Tabla 5.2), un valor que puede ser comparado con la correlación más alta posible (*max*) entre los sitios y los taxa, dado por la raíz cuadrada del primer eigenvalor del CA (0,38, ver Resultados: ordenación separada). Entonces, el primer eje del RLQ' explica el 77,15% de la variabilidad de la tabla faunística (L), aproximadamente 30% más que el de rasgos biológicos. El segundo eje del RLQ' explica el 62% de la variabilidad total. La proyección de las muestras en el mapa factorial muestra un claro efecto de arco (Fig. 4.14) marca típica de gradientes ambientales, también se ve el agrupamiento de los dos tipos principales de arroyos diferenciados por sus usos principales del suelo.

Las cargas (puntajes o *loadings*) de las variables ambientales del primer eje del RLQ' (Anexo 7) son: con valores negativos en el eje 1 los nutrientes, salvo el nitrato, demandas de oxígeno (DBO₅ y DQO), turbidez, sólidos disueltos totales, materia orgánica y las porciones más finas de

granulometría adquieren; mientras que con valores positivos son oxígeno disuelto, velocidad de corriente, grava, pH y altitud.

Como ocurrió en el análisis de los rasgos biológicos, tanto los taxa, las modalidades ecológicas, los sitios muestreados y los puntajes de las variables ambientales en el primer eje del RLQ' que se encuentran del lado positivo del eje 2 se ubican las UUMM de las SiBo y del negativo las UUMM de la PaOn (Fig. 5.11). El eje 2 del análisis RLQ' separa relativamente bien a las UUMM pertenecientes a la vegetación de las correspondientes al sustrato, sea este, blando o rocoso.

La distribución de las modalidades de muchos rasgos se corresponde coherentemente a los gradientes ecológicos de los cuerpos de agua. Estos gradientes presentan cambios más o más graduales de: 1) organismos que prefieren sitios de mayores altitudes, velocidades de las corrientes elevadas, sitios rocosos, ambientes oligotróficos, de bajas conductividades y sólidos disueltos; a 2) macroinvertebrados que prefieren hábitats eutróficos, con altos valores de DBO₅ y DQO y sólidos disueltos propios de la llanura pampeana. De esta manera, como era de esperarse, se repite lo observado en el FCA de rasgos ecológicos.

5.4.2 Método de la cuarta esquina

Este método reveló (para 4999 repeticiones) 548 asociaciones significativas con *p-valores* ajustados para múltiples evaluaciones de las 940 asociaciones posibles (Anexo 8-b). Como este resultado fue demasiado alto nos centramos en los resultados de los métodos combinados.

5.4.3 Combinación de los dos enfoques

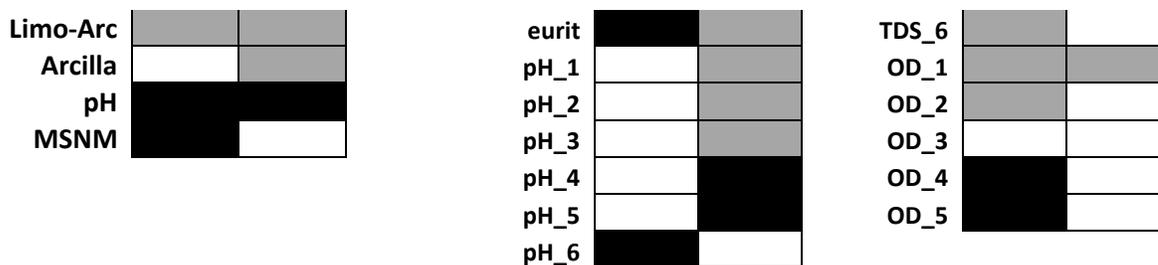
La tabla 5.4 (a) ilustra las asociaciones bivariadas significativas entre los dos primeros ejes RLQ para rasgos ecológicos de especies (AxcQ1 / AxcQ2) y variables ambientales. El primer eje se correlacionó positivamente con el nitrato, oxígeno disuelto, velocidad, caudal y grava; y negativamente con los fosfatos, amonio, nitrito, demandas de oxígeno, temperatura, conductividad, turbidez y sólidos disueltos; el segundo eje se correlacionó positivamente con la

temperatura del agua y los sólidos disueltos, y negativamente con los compuestos nitrogenados y la materia orgánica.

La tabla 5.4 (b) muestra asociaciones bivariadas entre los dos primeros ejes RLQ para gradientes ambientales (AxcR1 / AxcR2) y rasgos ecológicos. El primer eje se correlacionó positivamente con los taxa caracterizados por presentarse en altitudes media y alta, vegetación arraigada y rocas, velocidad moderada, de aguas frías a euritéricas, ambientes oligotróficos, menores DBO₅ (<4 mg/l), menores conductividades y sólidos disueltos. En consecuencia, el primer eje RLQ se correlacionó negativamente con los rasgos ecológicos de los taxa caracterizados por su presencia en altitudes bajas, encontrarse en el sedimento fino (BC y BO) y la vegetación palustre, velocidades nulas, aguas cálidas, ambientes meso o eutróficos, con variada DBO₅, mayores conductividades y sólidos disueltos totales y aguas con poco oxígeno disuelto.

Tabla 5.4: Resumen de correlaciones por pares (r de Pearson) entre ejes RLQ, variables ambientales (a) y categorías de rasgos ecológicos de invertebrados (b). Negro = significativo, correlación positiva ($p < 0.05$), gris = significativo, correlación negativa, blanco = no significativo. Los detalles de los rasgos ecológicos se encuentran en la figura 5.12.

Variables ambientales			RasgosEcol	AxcR1	AxcR2	RasgosEcol	AxcR1	AxcR2
a)	PO4					oligo		
	NH4					meso		
	NO3					eutro		
	NO2					O_1		
	DBO_5					O_2		
	DQO					O_3		
	Temp					O_4		
	Cond					Cond_1		
	NTU					Cond_2		
	OD					Cond_3		
	TDS					Cond_4		
	Vel					Cond_5		
	Caudal					TDS_1		
	MO					TDS_2		
	Grava					TDS_3		
	Arena					TDS_4		
						TDS_5		
b)	baja							
	media							
	alta							
	cont							
	discont							
	BC							
	BO							
	VPal							
	VFlo							
	VArro							
	R							
	Vel_1							
	Vel_2							
	Vel_3							
	Vel_4							
	fria							
	calida							



5.4.4 Discusión y conclusiones

Como ya fue mencionado, cuando muchas variaciones en las distribuciones de especies se observan a través de escalas espaciales relativamente grandes, pueden atribuirse a patrones de variación dentro del paisaje (Townsend *et al.*, 2003). Richards *et al.* (1996) descubrieron que los atributos del paisaje a gran escala, como el uso de la tierra, la geología superficial, la altitud y la hidrología, tienen la mayor influencia en los conjuntos de macroinvertebrados.

Tal como indicó Richards *et al.* en su trabajo del año 1997, en este estudio se comprobó que los efectos de la geología enmascararon los usos del suelo en los sistemas serranos. En este caso, se puede observar en los resultados una tendencia y/o separación de ambientes que están en mejores o peores condiciones o que presentan una mayor severidad ambiental, pero se torna un poco complejo atribuir un rasgo específico para un determinado uso del suelo. Aun así, al igual que en los rasgos biológicos, se puede observar en los gráficos la separación de los bentos y de la vegetación que hace de refugios para los macroinvertebrados. Como marcó Statzner & Bêche (2010) proporcionar predicciones *a priori* basadas en las acciones mecanicistas de múltiples estresores en múltiples rasgos puede ser una tarea difícil cuando se trata de los detalles. Aquí radica la importancia de realizar los análisis bajo un conjunto de rasgos que expliquen determinadas situaciones ambientales.

La variación en el flujo es uno de los principales mecanismos de perturbación en los ecosistemas lóticos y puede influir en la organización funcional de las comunidades acuáticas (Poff & Allan, 1995). Las características del agua subterránea controladas geomórficamente pueden influir en la variación del flujo. En los arroyos de la pampa ondulada, con depósitos fluviales, eólicos y loésicos que forma una gruesa cobertura de sedimentos y de granulometría

fina, se caracterizan por una infiltración de agua deficiente y corrientes con flujo dominado por la escorrentía superficial. Bajo estas condiciones de drenaje, los regímenes de temperatura de la corriente tienden a ser variables y correlacionados con los patrones de temperatura atmosférica; tales corrientes se caracterizan por ensamblajes de fauna de "agua cálida". Las cuencas que drenan a través de depósitos de granulometría gruesa, tal como ocurre en las sierras bonaerenses, se caracterizan por una alta capacidad de infiltración, lo que da como resultados corrientes más estables impulsadas por aguas subterráneas. Los regímenes de temperatura de las corrientes en las cuencas dominadas por el lavado aluvial/geología tienen amplitudes térmicas anuales más bajas (Haro & Wiley, 1992) y son compatibles con las comunidades de fauna de "agua fría". Al igual que en la investigación de Richards *et al* (1997), aquí se llegaron a las mismas conclusiones.

Allan (2004) revisó la influencia del uso de la tierra en los ecosistemas lóticos. Concluyó que la multitud y la complejidad de los factores estresantes asociados con el uso humano de la tierra requieren el uso de variables de respuesta con mayor valor diagnóstico (como los rasgos funcionales) que las medidas agregadas utilizadas actualmente. Uno de los trabajos que abordan esta temática es el de Dolédec *et al.* (2006). Ellos vincularon los efectos del uso de la tierra y las respuestas de los rasgos de invertebrados a través de observaciones de campo y experimentos a lo largo de un gradiente de estrés agrícola considerando la eutrofización y la deposición de sedimentos finos en las corrientes de Nueva Zelanda. Predijeron *a priori* que la perturbación general a lo largo de este gradiente aumentaría la frecuencia de las categorías de rasgos que confieren resistencia a la población (p.ej., tamaño pequeño, tiempo de generación corto, reproducción asexual). Más específicamente, esperaban un aumento en la frecuencia del pastoreo de algas (hábito de alimentación de raspadores) con la eutrofización; con el aumento de la cubierta de sedimentos finos, esperaban una frecuencia cada vez mayor de huevos no adheridos en la superficie del agua, pero una frecuencia decreciente de branquias externas. Si observamos y complementamos las figuras 5.7 y 5.12 se podrá confirmar que los resultados obtenidos en este trabajo fueron similares, salvo por los tamaños y el tiempo de generación que no fue posible analizar en esta oportunidad.

Pallottini *et al.* (2017) adjudicaron a sitios poco impactados organismos que viven en el cauce del río, preferencia por sustratos amplia (desde grava hasta ramitas/raíces), por

velocidades de corriente media-alta (> 25cm/s), hábitats con bajo aporte orgánico, por temperaturas más bajas (<15 °C); a los sitios impactados: preferencia por sustratos fangosos o micrófitos, por velocidades de corriente nulas o < 25cm/s), hábitats con alto aporte orgánico; por temperaturas más altas (> 15 °C). Sin embargo, con el trabajo llevado a cabo aquí, estas diferencias son atribuibles a los dos complejos pampeanos. Esto significa que, en este caso, la sola presencia de estos rasgos ecológicos no estaría indicando ambientes impactados ya que la Ecorregión Pampa presenta una gran amplitud de variables fisicoquímicas y ambientales y, junto con ellas, los diferentes rasgos ecológicos. En nuestro caso, también se deben evaluar rasgos ecológicos como “estatus trófico”, “sólidos en suspensión” y “oxígeno disuelto”.

Si bien era de esperarse la existencia de una fuerte relación entre las variables fisicoquímicas y las modalidades de estos rasgos, que en cierta manera explican estas mismas variables (p.ej., “O”, “OD”, “TDS”), la confección de ellos implicó poder atribuir determinadas modalidades con determinados grupos de taxa. Esta última característica no se manifiesta en los análisis tradicionales como los de análisis de componentes principales. Además, las pruebas de la cuarta esquina mostraron una correlación significativa entre las variables fisicoquímicas con el gradiente de rasgos ecológicos, donde los rasgos típicos de las especies tolerantes se correlacionaron significativamente con el gradiente ambiental.

Otra de las conclusiones arribadas en este trabajo señala que los grandes grupos taxonómicos, como los de insectos u oligoquetos, tienen una variedad de rasgos ecológicos mayor que de rasgos biológicos, donde se debe considerar el síndrome de rasgos⁷. En contraste con los rasgos biológicos, los ecológicos no preservan las relaciones filogenéticas entre los grupos.

⁷ Combinación de rasgos que son característicos de una sola condición ambiental, se discute p.ej. en Poff *et al.* (2006) y Statzner & Bêche (2010).

5.5 Uso de rasgos como herramienta para monitoreos ambientales

El biomonitoreo de invertebrados dulciacuícolas se usa ampliamente para medir y rastrear los cambios en el medio ambiente y para definir el estado ecológico o la salud de un sistema biológico (Cairns & Pratt, 1993). La principal ventaja es que el estado biológico se mide directamente, en lugar de inferir perturbaciones basadas en medidas químicas u otras presiones potenciales (Extence & Ferguson, 1989). Tradicionalmente, el estado de salud ecosistémica de los ríos deriva de índices de diversidad taxonómica, por ejemplo, taxa de macroinvertebrados específicos con algún tipo de condición esperada o de referencia (Armitage *et al.*, 1983; Extence & Ferguson, 1989; Birk *et al.*, 2012). La presencia de un taxón vulnerable puede indicar la ausencia de un estresor, pero la ausencia de un taxón particular es un predictor muy pobre de un problema específico (Berger *et al.*, 2018).

Los rasgos pueden mejorar la comprensión mecánica de las relaciones causa-efecto mediante la integración de la teoría ecológica (es decir, aquí el concepto RHT) en el biomonitoreo (Bonada *et al.*, 2007 a-b; Statzner & Bêche, 2010; Berger *et al.*, 2018) y, por lo tanto, indican los factores estresantes responsables del deterioro biológico (Dolédec & Statzner, 2008). Una parte de la teoría ecológica predice diferentes rasgos biológicos para diferentes niveles de perturbación o heterogeneidad espaciotemporal (Poff & Ward, 1990; Townsend & Hildrew, 1994), y, por lo tanto, diferentes rasgos biológicos también pueden indicar diferentes intensidades de impacto humano (Dolédec *et al.*, 1999), en base a los resultados obtenidos en esta investigación, también se deben sumar los rasgos ecológicos a estas características.

Se ha demostrado que los rasgos funcionales de los macroinvertebrados son una herramienta exitosa para medir los impactos de varios tipos de perturbaciones, ciertamente porque los rasgos funcionales representan el nicho de espacio ocupado por los organismos en términos del efecto del medio ambiente en los individuos y del impacto de los individuos en sus ambientes bióticos (y eventualmente abiótico) (Pallottini *et al.*, 2017). Además, las combinaciones de rasgos integran procesos que actúan a diferentes escalas espaciales. Por

ejemplo, aquellos rasgos relacionados con las interacciones biológicas (p.ej., depredación, tamaño corporal) explican de manera predecible los procesos que ocurren en escalas de micro a mesohabitat, mientras que los rasgos relacionados con la dispersión y la historia de vida (p.ej., modos de locomoción, formas de resistencia) explican de manera predecible el filtrado ambiental que ocurren a escalas espaciales más grandes (Violle *et al.*, 2014). Por lo tanto, no es sorprendente que los rasgos funcionales se hayan convertido recientemente en parte integral, junto con las métricas de estructura comunitaria, de los índices multimétricos diseñados por la mayoría de los países de la Unión Europea (Pallottini *et al.*, 2017).

Con respecto a los impactos humanos en los ambientes lóticos de las cuencas de la Ecorregión Pampa, se encontraron cambios en el uso de la tierra por presentar el mayor impacto en los ensamblajes de macroinvertebrados en la escala mencionada. Sin embargo, los efectos combinados de la geología, la altitud y el clima complejizaron la selección de rasgos correspondientes a los impactos ambientales antrópicos en las serranías.

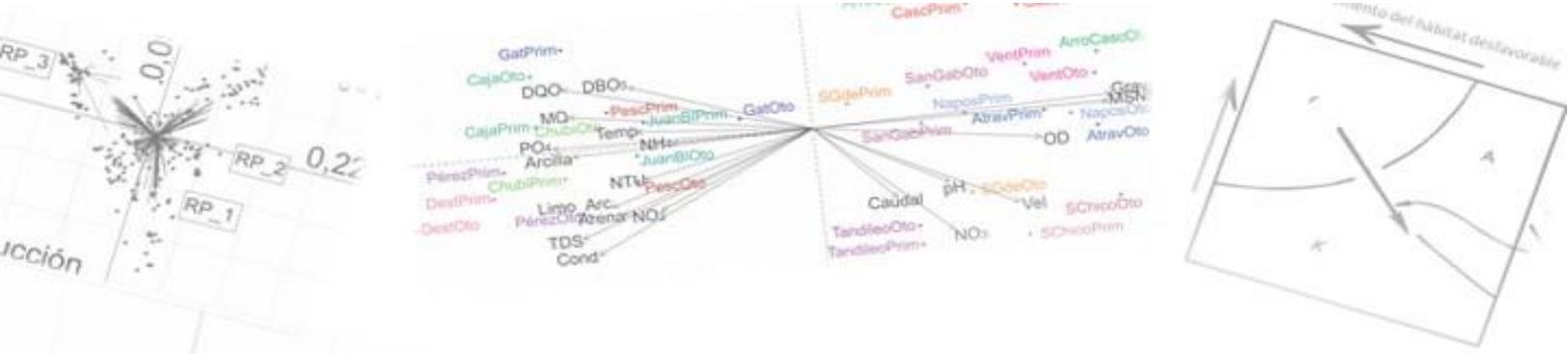
Las actividades que producen mayores impactos en el Complejo de la Pampa Ondulada son las referidas a las actividades agropecuarias, donde junto con las revoluciones verdes, ya no se practica rotación de los cultivos y hay una fuerte incorporación de pesticidas en ellos. También, actualmente están sufriendo por los avances inmobiliarios mediante la construcción de barrios privados. En el Complejo de las Sierras Bonaerenses, la presión sobre estos ambientes está vinculada con las actividades agrícolas y ganaderas llevando a incendiar ciertos lugares para luego sembrar o al sobrepastoreo de otros. También se registran forestaciones e invasiones por plantas exóticas. Poder asignar rasgos funcionales a estas actividades sería de gran utilidad para prevenir o mitigar los alcances del desarrollo económico.

Tanto los rasgos biológicos como ecológicos han podido detectar las perturbaciones asociadas con los usos del suelo de estas actividades, y hubo un claro cambio en las combinaciones de rasgos. Los rasgos biológicos asociados a los usos periurbanos en la **pampa ondulada** fueron: formas de resistencia como huevos-gémulas o estatoblastos, muy tolerantes a la contaminación, tamaño mayor a 20mm; organismos con modalidades de rasgos ecológicos que incluían tolerancias a: DBO₅ superiores a 10mg/l, oxígeno disuelto inferior a 4 mg/l y pH

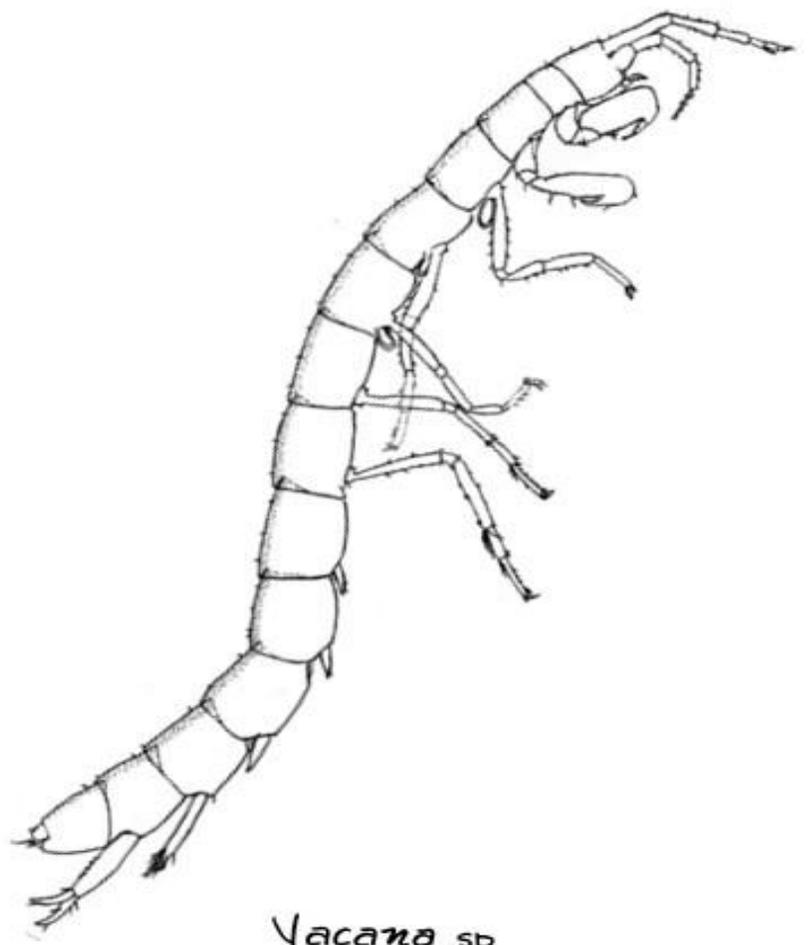
entre 6,5 y 7. En los usos agroganaderos del complejo mencionado: tamaños máximos entre 10-15 mm, excavadores epibentónicos, muy tolerantes a la contaminación y ovovivíparos; en cuanto a los ecológicos, los organismos para sobrevivir en estos ambientes deben tener las mayores tolerancias a los sólidos en suspensión, a los ambientes eutrofizados y asociados a la vegetación flotante. Los potenciales rasgos funcionales que caracterizan los sitios de las **sierras bonaerenses** donde se practica agricultura y ganadería son: alimentación de detritos gruesos y respiración tegumentaria junto con organismos que toleran aguas más frías y de velocidades moderadas.

Las características ambientales específicas de los sistemas acuáticos y, como consecuencia, los ensamblajes de macroinvertebrados que éstas soportan indican un futuro prometedor en el campo del biomonitoreo a través de rasgos funcionales ya que se cumplen varios de los requisitos técnicos para implementar este nuevo enfoque en la Ecorregión Pampa. Utilizar rasgos funcionales como índices no presenta grandes obstáculos, ya que las evaluaciones cualitativas de los ensamblajes, las identificaciones a nivel de género y las réplicas de muestra requeridas se pueden lograr con esfuerzos relativamente moderados. La mayor dificultad está dada en la aplicación de la estadística para lo que se requieren de capacitaciones.

Según los análisis realizados en esta tesis, los rasgos funcionales sirven para evaluar los efectos de los estresores en los ecosistemas. Las respuestas de los efectos en los ecosistemas causados por las actividades humanas tienen características de factores estresantes múltiples, y por este motivo, como indicaban Stutzner & Bêche (2010), requieren de una gran diversidad de variables como respuesta mecánica a los factores que causan un estrés específico para que sus respuestas puedan predecirse *a priori*. En la actualidad, los rasgos funcionales están entre los principales que se perfilan para cumplir con estos requisitos.



Habitat Templet para la Ecorregión Pampa



Yacano sp
MR.



6. *Habitat Templet* para la Ecorregión Pampa

El concepto del *River Habitat Templet* (RHT, Townsend & Hildrew 1994) proporciona un marco para relacionar las características de los taxa (es decir, rasgos que indican las funciones ecológicas de ellos) con los atributos del hábitat. Como los rasgos son comparables entre la mayoría de los grupos de fauna, pueden usarse para examinar los patrones comunitarios en funciones ecológicas a gran escala espacial, incluso en áreas que difieren en la composición taxonómica de sus comunidades (Tomanova, 2007). Nuestros resultados sugirieron una fuerte relación entre las condiciones del hábitat y la estructura de ensamblaje funcional, lo que proporciona un fuerte apoyo a la teoría del RHT.

Es difícil expresar el eje longitudinal del *templet* en términos de una sola variable como le ocurrió a Greenslade (1983) (salinidad) o a Reynaga & Dos Santos (2012) (conductividad). Como se registra en el trabajo de Mellado-Díaz *et al.* (2008), debido a la variedad de factores que se correlacionan a lo largo del gradiente principal de las cuencas aquí tratadas (p.ej., altitud, DBO₅, OD, Anexo 9), se optó por considerar este eje como un '**eje de adversidad**', *sensu* Southwood (1977) y Greenslade (1983), a lo largo del cual los estresores naturales (sedimentos finos o nutrientes) se acentúan por la presión antrópica (uso de la tierra agrícola y sus corolarios: enriquecimiento orgánico). La variación ambiental natural corresponde al '**eje de disturbios**' de nuestro *hábitat templet* (impulsado por el régimen de perturbación intensa típico de los ríos y arroyos serranos hasta mayores conductividades en la pampa ondulada). Las presiones antropogénicas (por las técnicas agroganaderas intensivas o los avances de la urbanización sobre los arroyos), además de las fuentes naturales de la materia orgánica, corresponde al eje de adversidad (Fig. 6.2). Estos son ambientes continuamente más perturbados, donde las especies tolerantes deberían estar relativamente libres de la competencia interespecífica (Hynes, 1970). Más recientemente, Poff (1997) propuso un marco conceptual en el que los factores ambientales actúan como 'filtros' (desde restricciones geoclimáticas a gran escala hasta microhabitats), excluyendo sucesivamente aquellos taxa cuyas características no están adaptadas para hacer frente a las características ambientales.

Las variaciones de los rasgos bio-ecológicos a lo largo de los ejes de este *templet* están de acuerdo con el concepto de selección *r*, *K* y *A* (MacArthur & Wilson, 1967; Greenslade, 1972; Minshall, 1988).

6.1 Tipos de selecciones (*r-K-A*)

La estabilidad y la predictibilidad del ambiente permite a las especies adaptarse al mismo mientras que su severidad mantiene alejado a los competidores: los organismos seleccionados por *r* habitan en los ambientes impredecibles, los *K* seleccionados se encuentran en los favorablemente predecibles y los *A* seleccionados en los no favorablemente predecibles (Greenslade, 1983).

Selección *A* (Greenslade, *op cit.*):

Incluye a los ocupantes de cualquier hábitat que requiere un estilo de vida muy especializado, que contiene pocas especies y es estable. Se encuentran donde las características principales de los hábitats son su predictibilidad de lo desfavorable. Ellos albergan comunidades con baja diversidad en donde la competencia interespecífica no es frecuente y otras interacciones entre especies es simple. Por ejemplo: las relaciones tróficas deben ser relativamente sencillas. El estrés y la adversidad están determinados por los factores fisicoquímicos y por la disponibilidad de recursos.

Las habilidades de migración parecen estar en contra de la selección-*A*. Bajo esta selección, la actividad migratoria podría llevar al ingreso de nuevos genotipos dentro de las poblaciones locales, esto alteraría la constitución genética y degradaría la adaptación al ambiente físico. Como regla general, la respuesta de la selección *A* será un callejón sin salida evolutivo, culminando eventualmente en la extinción del *stock*. Consecuentemente, muchas de estas especies son relictos evolutivos y geográficos con rangos muy limitados, sólo sobreviviendo tanto como lo hacen los hábitats a los que están adaptados. Un ejemplo de esto sería la especie *Yacana ventania* (Rodríguez *et al.*, 2017), anfípodo del hiporreico y endémico de Sierra de la Ventana.

6.2 *Habitat Templet* de Southwood (1977) y Greenslade (1983)

Southwood (1977) sugirió que las propiedades comunitarias tales como la complejidad trófica y la especialización aumentó con el hábitat favorable mientras que la especialización y la complejidad, tanto espacial como trófica, aumentaron con la previsibilidad. En la figura 6.1, éstos se condensan en un solo vector en el plano del hábitat *templet*. Se le conoce como "impredictibilidad biótica", siguiendo a Glesener & Tilman (1978) y aumenta simultáneamente con el hábitat previsible y favorable.

Las áreas en la figura 6.1 muestran como el hábitat *templet* se divide entre áreas dominadas por un proceso de selección determinado donde sus proporciones reales son irrelevantes. Dentro de cada área domina algunas de las selecciones. La selección-K implica que los organismos que se sitúan dentro del área estarán interactuando con otras especies, una diferencia básica con la selección A. Una excepción es la transición K-A donde se predice un cambio brusco en la frecuencia de partenogénesis (Greenslade, 1983).

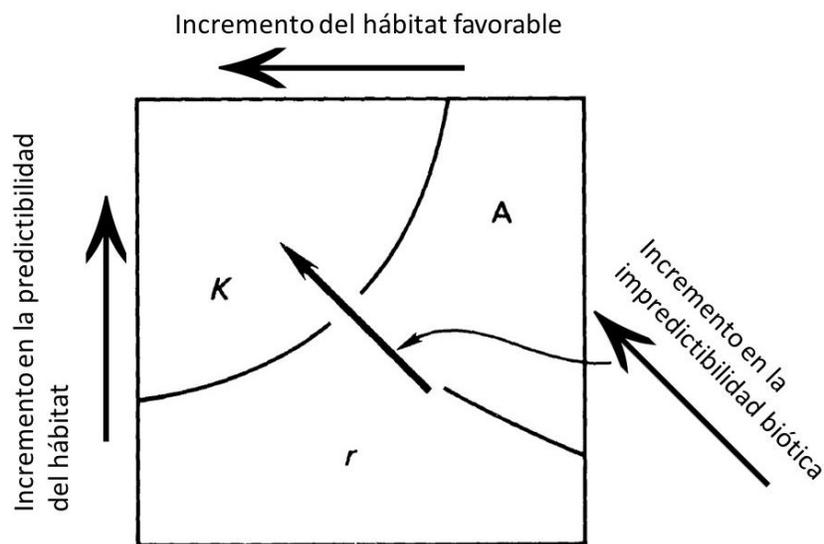


Fig. 6.1: *Hábitat templet* de Southwood (1977), modificado de Greenslade (1983).

Greenslade (*op cit.*) sugiere que los ocupantes de cualquier hábitat que requiera un estilo de vida muy especializado, que contenga pocas especies y que sea estable, probablemente sean seleccionados por A. Si no lo hacen, el elemento de imprevisibilidad coloca el hábitat en la transición r-A (Fig. 6.1).

En resumen, la *selección A*, de *adversidad*, favorecen la conservación de la adaptación en entornos severos, pero estables y predecibles. Se contrasta con la selección *r* o de explotación y la selección *K* o de interacción.

Las combinaciones de atributos en los tipos de selección constituyen una estrategia. Esto puede definirse (modificado por Greenslade, 1983 de Block, 1980) como un conjunto de rasgos coadaptados que evolucionan bajo selección natural en respuesta a una situación ecológica particular o, según Grime (1979), una agrupación de características genéticas similares o análogas que se repite ampliamente entre especies o poblaciones y hace que exhiban similitudes en ecología. El *hábitat templet* se usa para predecir qué atributos se encontrarán con mayor frecuencia entre los miembros de un taxón en un tipo de hábitat que en otro, y que una especie probablemente exhibirá un cierto equilibrio de r- y K-, y características A-seleccionadas diferentes de las de una especie similar en un hábitat diferente. También deben considerarse cuestiones de escala y contexto (Greenslade, 1983).

6.3 *Habitat Templet* para la Ecorregión Pampa

Mediante una interpretación meticulosa de los gráficos obtenidos en esta tesis para los rasgos biológicos y los ecológicos y de un amplio análisis en el tema, se adjudicó al eje 1 como el *eje de adversidad o estrés* y al eje 2 como el *eje de disturbios naturales*. Estos formarán los ejes longitudinales del *templet* brindado por los análisis RLQ, en donde los datos biológicos y ecológicos originaron las mismas diagonales (Fig. 6.2).

La figura 6.2 es una modificación del *templet* realizado por Greenslade (1983). Hacia el extremo superior izquierdo aumentan el hábitat desfavorable y su impredecibilidad situando en este sector a los organismos de selección *r*. Los sitios característicos allí son los que cuentan

con elevadas concentraciones de los nutrientes, es decir, enriquecimiento orgánico, producto de la cercanía con las zonas urbanas o periurbanas y por las actividades agroganaderas. En este sector, además, se ubican los ambientes que presentan sedimento fino (partículas inorgánicas y orgánicas de menos de 2 mm de diámetro, Murphy *et al.* 2017) que, por razones naturales, como la geomorfología o hidrología, ya cuentan con cargas altas de nutrientes, materia orgánica o sedimentos finos. Por ejemplo, A° Pérez, Tandileofú o Río Sauce Grande. Newbury (1984) indicó que los sitios de sedimentos finos son fuertemente susceptibles a los disturbios porque ellos típicamente se mueven a velocidades de corriente críticas mucho más bajas que los de sustratos más grandes. Por otro lado, estudios experimentales de Reice (1985) sugieren que los parches dominados por materiales finos muestran fluctuaciones más grandes y frecuentes en la riqueza de especies de macroinvertebrados, y mayores tasas de recuperación en la comunidad, que parches de adoquines (grava en este caso) no incrustados después de la perturbación. Esto coloca en el gradiente ambiental a los sedimentos finos de zonas agrícolas y ganaderas extensivas de las sierras mejor posicionadas que las de la pampa ondulada.

En los sitios con vegetación se ubicarían los organismos K-seleccionados debido a que contienen alta heterogeneidad ambiental, y puede ser visto como proveedor de una gran cantidad de refugios, que se corresponden con la visión de Townsend & Hildrew (1994). Esto es, a mayor cantidad de macrófitos habrá mayor cantidad de recursos alimentarios y refugios disponibles para los invertebrados (Woodward & Hildrew, 2002); también disminuirá la energía fluvial provocando la depositación de los sedimentos más finos (Bornette & Amoros, 1991) otorgando mayor cantidad de microhábitats disponibles. Dentro de estos organismos K-seleccionados, los sitios que presentaron mayor diversidad funcional y taxonómica, probablemente más adecuados para albergar grandes ensamblajes de macroinvertebrados, son los del uso el suelo como reserva dentro de la pampa ondulada, tal es el caso del A° El Destino.

El gradiente estará situando como zona intermedia de disturbios al sedimento grueso (grava) situado entre el sedimento fino y la vegetación de las zonas con uso agroganadero. Su posición se debe a que las diferentes granulometrías estarán incorporando mayor complejidad espacial, por lo tanto, mayor disponibilidad de hábitats, pero también es una zona sujeta a enriquecimientos orgánicos y elevadas velocidades de flujos o caudales.

Uno de los factores ambientales que conforman el eje de disturbios son las mayores velocidades de las corrientes de los ambientes serranos. Dentro de éstos, algunos se pueden tornar muy severos, y es aquí donde se encuentran los organismos A-seleccionados. En este estudio, la especie representante, como ya se indicó, fue *Yacana ventania*, está en lugares considerados como reserva en las sierras bonaerenses o cercana a ellas, con un equilibrio ecosistémico delicado que debe ser preservado.

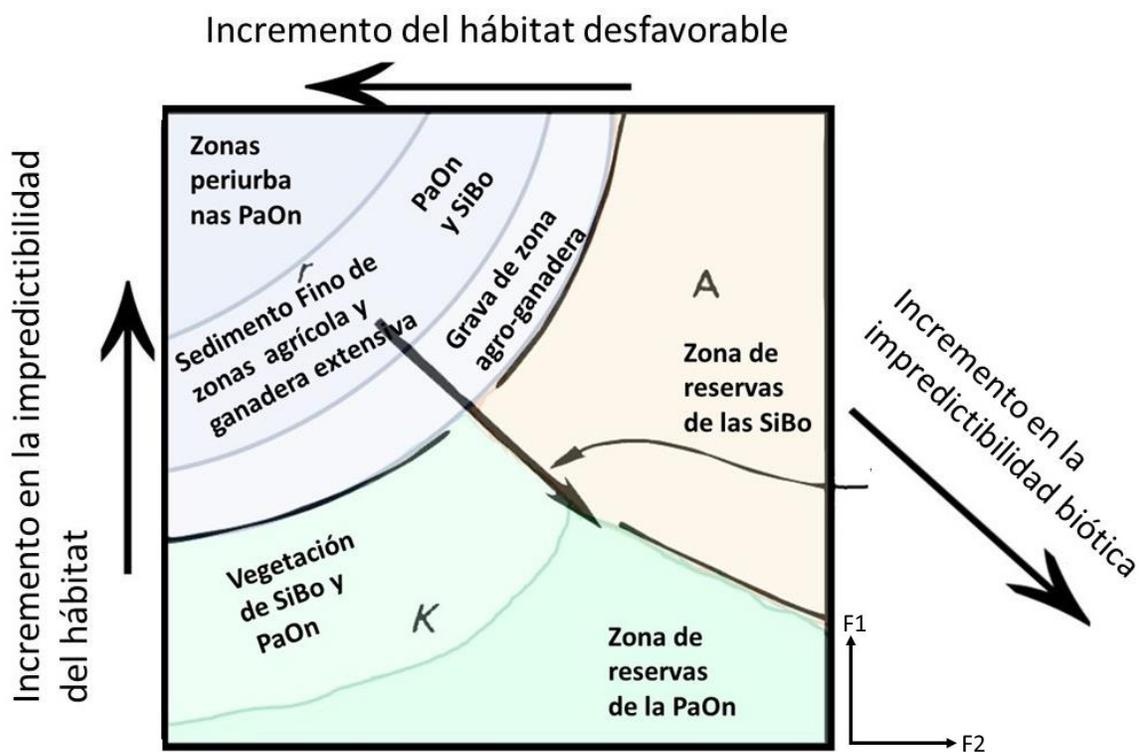
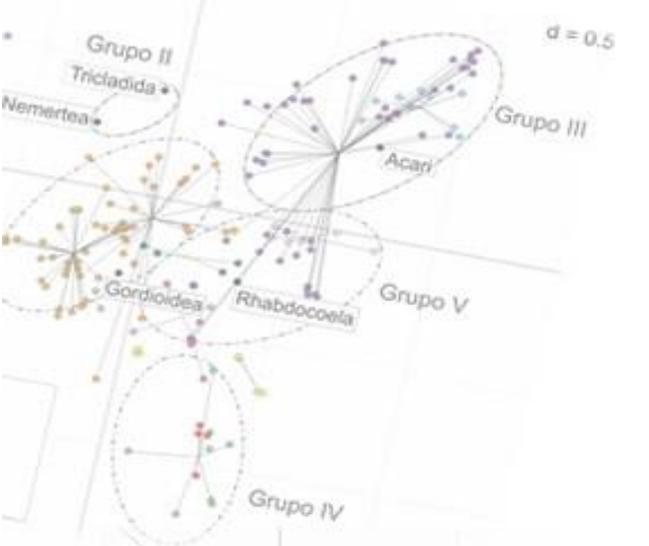
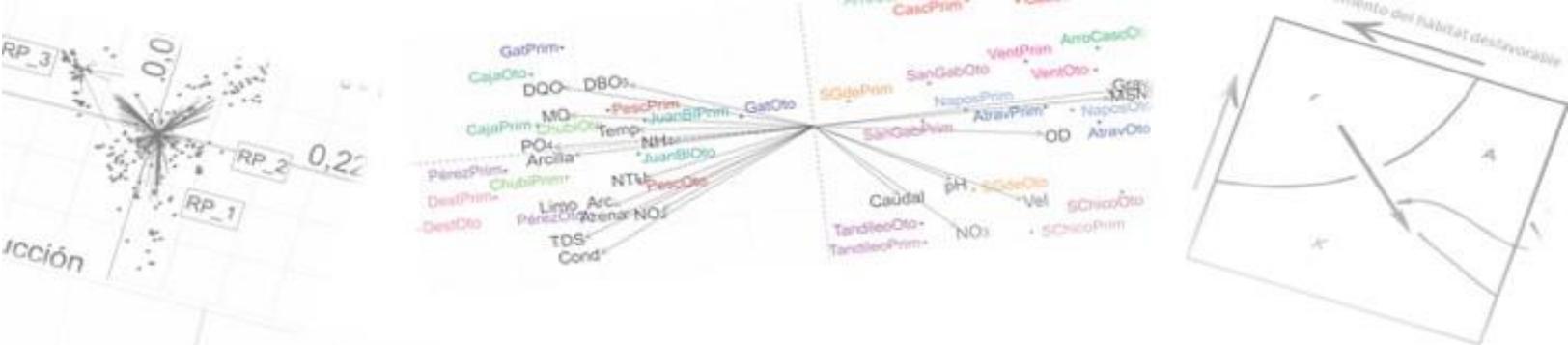
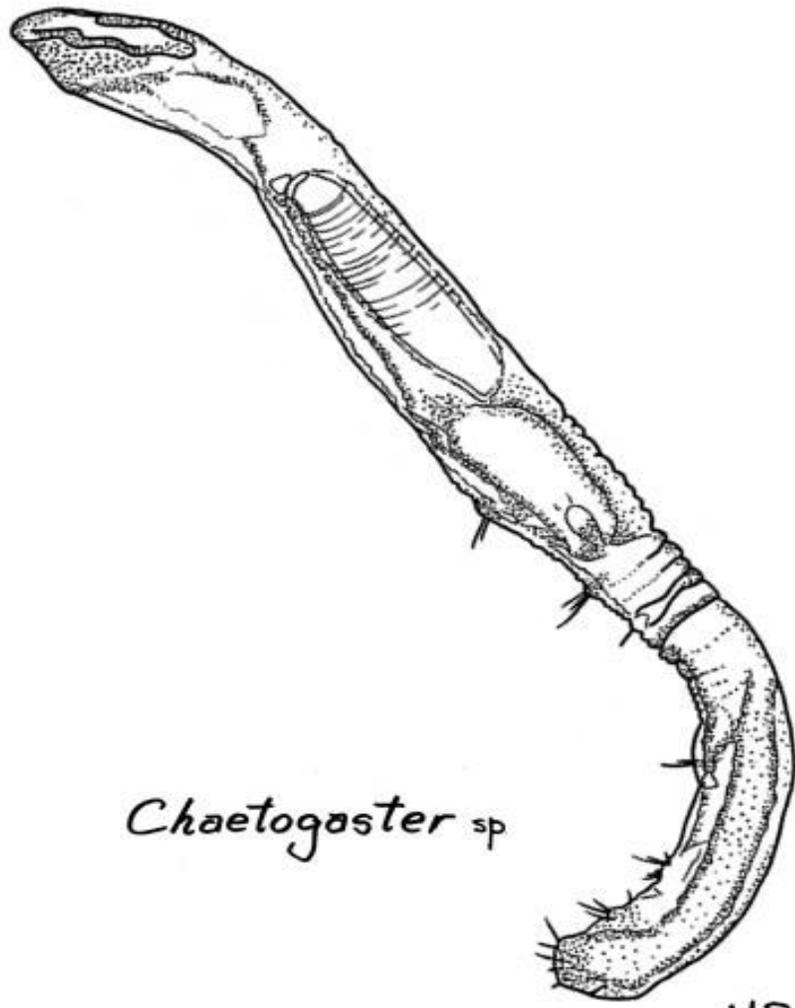


Fig. 6.2: Propuesta teórica del *Hábitat Templet* para la Ecorregión Pampa obtenido de los 12 rasgos biológicos y 59 modalidades, y los rasgos 11 ecológicos con 47 modalidades para los 215 taxa determinados. Ubicados a lo largo de 16 sitios pertenecientes a 9 cuencas, el eje 1 representa el *eje de adversidad o estrés* y al eje 2 el *eje de disturbios naturales*.



Conclusiones finales y perspectivas



Chaetogaster sp

MR.



7. Conclusiones finales y perspectivas

7.1 Conclusiones finales

Sobre rasgos biológicos y ecológicos



Este es el primer estudio que aborda múltiples descripciones funcionales de los rasgos biológicos y ecológicos de los macroinvertebrados de las comunidades lóxicas en las cuencas de la Ecorregión Pampa bajo el marco de la *Teoría del River Habitat Templet*. Nuestros resultados sugieren la presencia de varios factores que actúan a diferentes escalas y niveles de organización (p.ej., el uso del suelo agroganadeo determina la concentración de nutrientes, como también va a estar influyendo el complejo y/o el sustrato) restringiendo la organización funcional de las comunidades.



No se pudo establecer un gradiente ambiental basado en una sola variable ambiental. Estos gradientes fueron de dos tipos: naturales y antrópicos por lo que, sí se pudieron establecer factores ambientales que impulsan cambios en las características biológicas y ecológicas de los macroinvertebrados que actúan a múltiples escalas espaciales imponiendo diferentes restricciones o filtros como lo propone Poff en el año 1997.



Cuando los niveles de contaminación eran altos (sitios impactados), la variabilidad estacional de los macroinvertebrados en términos de rasgos funcionales fue baja. Este resultado es consistente con la estabilidad estacional de la composición taxonómica de los ensamblajes de macroinvertebrados, que está esencialmente constituida por un número limitado de taxa tolerantes independientemente de la estación climática (p.ej. neidideos, hirudíneos y quironómidos). Por lo tanto, las perturbaciones antropogénicas alteran de alguna manera a las comunidades bentónicas en términos de composición taxonómica y rasgos funcionales, tanto en el espacio (entre sitios) como en el tiempo (entre estaciones). Por el contrario, los rasgos funcionales exhibieron una mayor variabilidad espacial y temporal en los sitios que muestran una mayor calidad ecológica. Esta variabilidad puede estar relacionada con una mayor diversidad bentónica, probablemente en relación con la heterogeneidad de las condiciones ambientales.



Los sitios con alto impacto antropogénico presentaron rasgos funcionales definidos y homogéneos; a pesar de que esta característica no fue tan evidente en los ambientes serranos ya que los rasgos fueron enmascarados por las características geológicas y climáticas. Vale remarcar que los complejos tenidos en cuenta eran opuestos en sus características ambientales. Los ambientes pertenecientes al complejo de la pampa ondulada aun presentando alta conductividad, aguas enriquecidas naturalmente, altos valores de sólidos disueltos totales, bajas concentraciones de oxígeno disuelto, porcentajes elevados de demanda biológica de oxígeno y materia orgánica, sí lograron diferenciar fácilmente los ambientes con perturbación antrópica de los que tenían disturbios naturales. En estos últimos, la diversidad de rasgos funcionales fue muy amplia indicando ambientes heterogéneos, y si éstos presentaban algún impacto, los macroinvertebrados podían disponer de los refugios para que, luego de la perturbación pudieran regresar a ocupar el resto de los hábitats.



Se observó que la variabilidad en las sensibilidades de los taxa (principalmente notado en los rasgos ecológicos) puede ser bastante amplia dentro de los grupos jerárquicos mayores, destacando la importancia de la identificación a niveles inferiores, y evidenciando la necesidad de estudiar los grupos taxonómicos más complejos como el de los dípteros cuyas determinaciones suelen llegar a niveles de familia.



El análisis de los rasgos funcionales indicó dos posibilidades: 1) los rasgos biológicos se agrupan por afinidades y algunos pueden ser considerados “síndrome de rasgos” mientras que en los rasgos ecológicos no se forman grupos por su filogenia sino por sus requerimientos ambientales; hay una relación directa con los factores abióticos del sistema en dónde se encuentran, y 2) los grupos que mostraron diferentes sensibilidades o tolerancias a los impactos ambientales como los quironómidos y oligoquetos; algunos de ellos sólo se registraron en lugares que se podrían considerar semi prístinos o naturales por lo que englobar a éstos dentro de una misma familia desde el punto de vista de la sensibilidad no es recomendable. Aquí también se indica que los géneros dentro de una familia pueden tener rasgos funcionales diferentes, lo que lleva que algunos géneros prosperen y otros no se adapten disminuyendo su número o extinguiéndose bajo condiciones del *hábitat templet* similares.

Sobre biomonitoreo:



Nuestro estudio indica que los enfoques basados en los rasgos funcionales de los taxa de macroinvertebrados cuentan con el potencial para evaluar el estado real de los ecosistemas pampeanos, discriminar entre los diferentes tipos de impacto humano y desarrollar un papel relevante en el monitoreo como herramienta en la bioevaluación. Estos consideran que la diversidad funcional de las comunidades otorga una imagen de los mecanismos que las estructuran debido a que se supone reflejan adaptaciones a las características ambientales dominantes y/o tensiones de los hábitats. El resultado son agregaciones no taxonómicas de los organismos en categorías biológicas (es decir, de comportamiento, fisiológicas, de vida y/o funcionales) o ecológicas (utilización del hábitat). Estas categorías pueden ser más efectivas para investigar los mecanismos que afectan las distribuciones de los taxa evaluados junto con sus condiciones fisicoquímicas, y servirán para guiar las gestiones ambientales adecuadas.



Los rasgos funcionales, sean estos biológicos o ecológicos, que se encuentran asociados con algún parámetro físicoquímico de un sitio determinado son los que interesarán al momento de identificar cuáles sitios son los que primero podrán requerir de atención a corto o mediano plazo a causa del posible impacto antrópico (p.ej., el amonio en el A° Pérez; nitrato en el A° Tandileofú, etc). Las acciones sobre estos ambientes pueden ser para iniciar su recuperación, tomar medidas de mitigación o realizar una adecuada planificación territorial. Del mismo modo, se debería poder identificar las prioridades de gestión centradas en múltiples factores estresantes que actúan bajo diversas combinaciones en distintos sitios. Los sistemas lóticos que denotan una elevada diversidad funcional (p.ej., A° El Destino) o de alta importancia como área ambiental (p.ej., A° Ventana) servirán para preservar estos ambientes por su calidad ecosistémica y los beneficios ecológicos que brindan.

Sobre el *Habitat Templet*



Si bien, la Teoría del *River Habitat Templet* plantea la presencia de un patrón de rasgos en los organismos que viven bajo las mismas condiciones ambientales, realizar

generalizaciones puede llevar a errores de interpretación. A causa de las características particulares de los sitios involucrados en la Ecorregión Pampa se podrían asignar a determinados ambientes lóticos dentro de la clasificación de “sitios impactados” por presentar rasgos de tolerancia (como respiración por plastrón, cocones como forma de resistencia o tolerancia a los sólidos disueltos) en sitios que, en realidad, son considerados naturales o “de referencia” por soportar altos valores de diversidad funcional, riqueza de taxa y densidad de organismos. En algunas ocasiones puede escasear la disponibilidad de oxígeno o haber naturalmente elevada conductividad. Por lo tanto, se requieren realizar y comparar estudios de rasgos funcionales de cada sitio o región teniendo en cuenta las características hidrológicas y geomorfológicas evitando sólo evaluar la calidad ambiental en base a los análisis realizados en otras zonas geográficas.

7.2 Perspectivas:

Por la novedad de este tipo de investigación en el entorno de los biomonitoreos en la Ecorregión Pampa, así como por el carácter transversal de su alcance hacia otros grupos de organismos (p.ej., peces y aves), y a partir de los estudios y discusiones presentados en esta tesis doctoral, las perspectivas de trabajos futuros se orientan en tres direcciones principales.



En primer plano estarían los trabajos destinados a completar los aspectos de caracterización de los taxa. La falta de información sobre la biología básica de muchas de las especies locales, es decir, los procesos autoecológicos. A pesar de un examen exhaustivo de la literatura, la falta de este tipo de datos llevó a omitir algunos rasgos biológicos potencialmente importantes como, por ejemplo, la fecundidad, el potencial de dispersión y la duración del ciclo de vida de muchos taxa. A este punto se le debe sumar las dificultades para determinar algunos grupos como los dípteros. Aun así, en esta tesis se avanzó gracias al apoyo de especialistas sobre el conocimiento de dos de los grupos taxonómicos relevantes de los ensamblajes de macroinvertebrados lóticos que son a menudo elementos dominantes como, los quironómidos y los oligoquetos.



En un segundo plano, se encontraría la mejora de la comunicación o intercambio de información entre los investigadores del tema. Para ello sería necesario crear bases de datos comunes en función a los organismos sudamericanos. Esto ya ha sido superado en algunas regiones como Europa y Norte América, donde esta metodología es ampliamente utilizada. También sería interesante realizar, para ampliar el uso de rasgos funcionales como herramientas de monitoreo, capacitaciones sobre los procedimientos estadísticos del entorno R con los principales análisis (FPCA, FCA, RLQ, cuarta esquina). En mi caso, la gran mayoría de las dudas y dificultades (dentro del entorno R) fueron principalmente resueltas mediante la consulta personal a autores de trabajos de este orden en otras regiones y bibliografía específica externa.



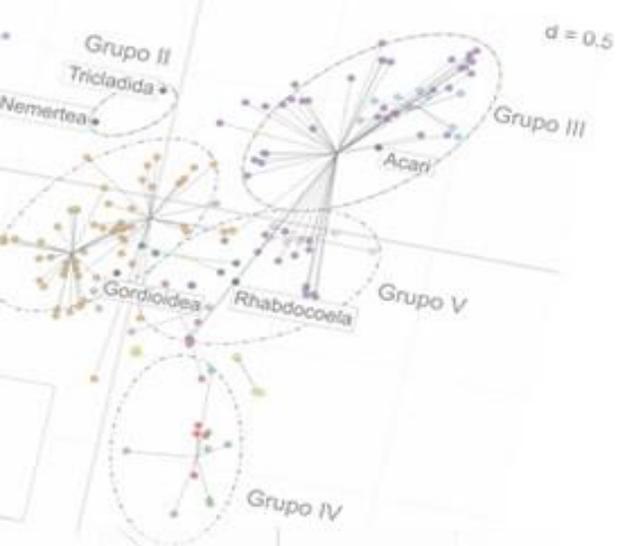
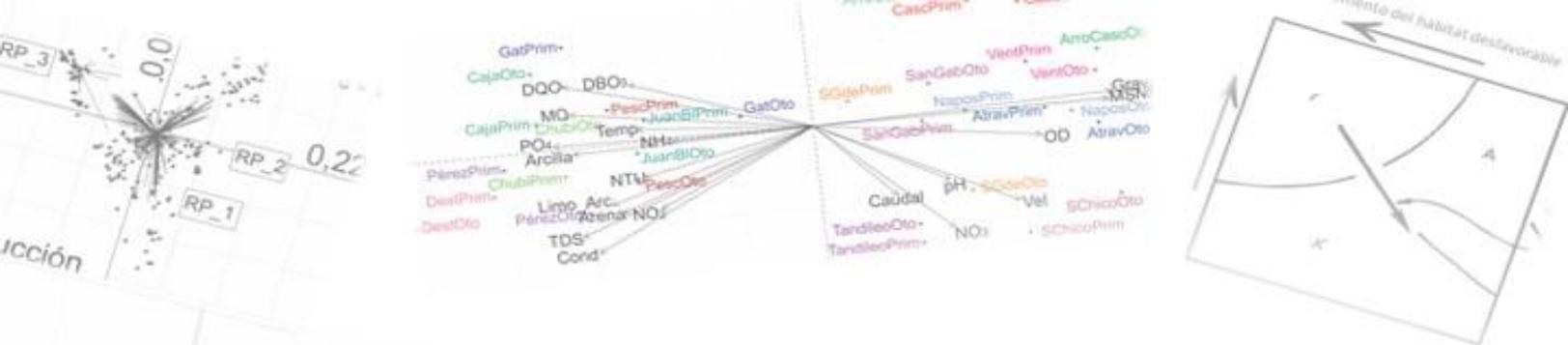
Tras superar dicho obstáculo, un trabajo muy interesante sería el estudio del *hábitat templet* de diferentes regiones o las más características del país para poder enmarcar una correcta gestión ambiental en función de los rasgos funcionales y de la información que ellos brindan.



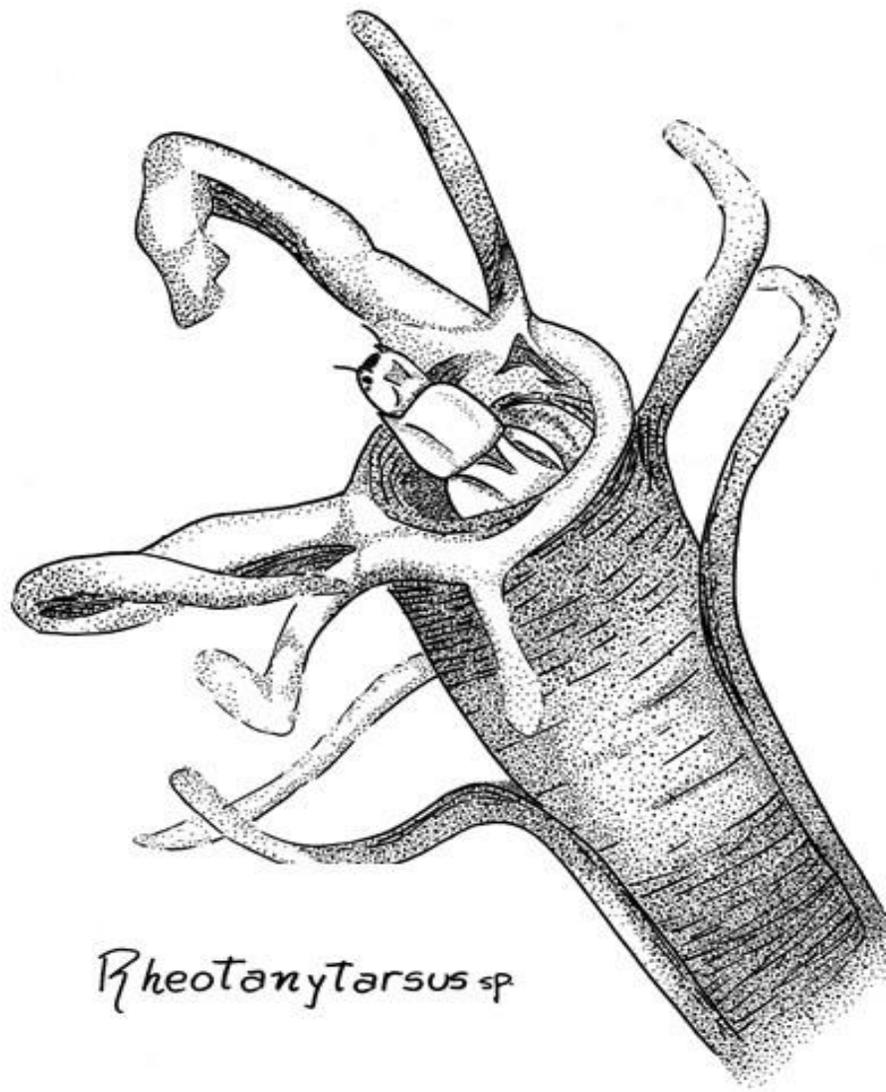
En el tercer plano, sería de interés la realización de un estudio donde se contemple otra estrategia, no desarrollada en este documento, para definir grupos con relaciones similares entre sus rasgos podría ser considerar las relaciones entre los rasgos biológicos y ecológicos. De este modo, las agregaciones no taxonómicas se basarían en las evaluaciones simultáneas de las estrategias de historia de vida y el uso del hábitat.



Para adquirir mayor certeza en los análisis correspondientes a la ecorregión Pampa se podrían incorporar datos ya obtenidos por otros autores, en los nuevos análisis de rasgos ya que, debido a causas de logística y recursos humanos, para esta investigación, las diferentes cuencas sólo se muestrearon en dos oportunidades.



Anexos



Rheetonytarsus sp

MR.

8. Anexos

Anexo 1. Muestreo multihábitat: se detalla el código de la muestra.

Muestra	Arroyo	Estación	Hábitat
D_BCo	El Destino	otoño	bentos centro
D_BOo	El Destino	otoño	bentos orilla
D_V_Go	El Destino	otoño	vegetación: <i>Gymnocoronis sp.</i>
D_V_Lo	El Destino	otoño	vegetación: <i>Ludwigia sp.</i>
D_V_Myo	El Destino	otoño	vegetación: <i>Myriophyllum sp.</i>
D_BCp	El Destino	primavera	bentos centro
D_BOp	El Destino	primavera	bentos orilla
D_V_Ap	El Destino	primavera	vegetación: <i>Azolla sp.</i>
D_V_CaAp	El Destino	primavera	vegetación: <i>Catay sp.+Azolla sp.</i>
D_V_Gp	El Destino	primavera	vegetación: <i>Gymnocoronis sp.</i>
P_BCo	El Pescado	otoño	bentos centro
P_BOo	El Pescado	otoño	bentos orilla
P_V_Sno	El Pescado	otoño	vegetación: <i>Schoenoplectus sp.</i>
P_V_Po	El Pescado	otoño	vegetación: <i>Pistia sp.</i>
P_BOp	El Pescado	primavera	bentos orilla
P_V_Cep	El Pescado	primavera	vegetación: <i>Ceratophyllum sp.</i>
P_V_Elp	El Pescado	primavera	vegetación: <i>Egeria sp.</i>
P_V_Snp	El Pescado	primavera	vegetación: <i>Schoenoplectus sp.</i>
P_V_Lp	El Pescado	primavera	vegetación: <i>Ludwigia sp.</i>
P_V_Myp	El Pescado	primavera	vegetación: <i>Myriophyllum sp.</i>
P_V_Pp	El Pescado	primavera	vegetación: <i>Pistia sp.</i>
P_V_Stp	El Pescado	primavera	vegetación: <i>Stuckenia sp.</i>
JB_BCo	Juan Blanco	otoño	bentos centro
JB_BOo	Juan Blanco	otoño	bentos orilla
JB_V_Ceo	Juan Blanco	otoño	vegetación: <i>Ceratophyllum sp.</i>
JB_V_Go	Juan Blanco	otoño	vegetación: <i>Gymnocoronis sp.</i>
JB_V_Gafo	Juan Blanco	otoño	vegetación: <i>Gymnocoronis sp. + Polygonum sp.</i>
JB_V_Sto	Juan Blanco	otoño	vegetación: <i>Stuckenia sp.</i>
JB_BCp	Juan Blanco	primavera	bentos centro
JB_BOp	Juan Blanco	primavera	bentos orilla
JB_V_Cep	Juan Blanco	primavera	vegetación: <i>Ceratophyllum sp.</i>
JB_V_Stp	Juan Blanco	primavera	vegetación: <i>Stuckenia sp.</i>
JB_V_StafCep	Juan Blanco	primavera	veg.: <i>Stuckenia sp.+Polygonum sp.+Ceratophyllum sp.</i>
GII_BCo	Pérez	otoño	bentos centro
GII_BOo	Pérez	otoño	bentos orilla
GII_V_afo	Pérez	otoño	vegetación: <i>Polygonum sp.</i>
GII_V_Ho	Pérez	otoño	vegetación: <i>Hydrocotile sp.</i>
GII_V_To	Pérez	otoño	vegetación: <i>Thypa sp.</i>
GII_BCp	Pérez	primavera	bentos centro
GII_BOp	Pérez	primavera	bentos orilla
GII_V_Alp	Pérez	primavera	vegetación: <i>Alternanthera sp.</i>
GII_V_Sap	Pérez	primavera	vegetación: <i>Sagitaria sp.</i>
GII_V_Tp	Pérez	primavera	vegetación: <i>Thypa sp.</i>

GI_BCo	Del Gato (bañado)	otoño	bentos centro
GI_BOo	Del Gato (bañado)	otoño	bentos orilla
GI_V_Ego	Del Gato (bañado)	otoño	vegetación: <i>Egeria sp.</i>
GI_V_Ho	Del Gato (bañado)	otoño	vegetación: <i>Hydrocotile sp.</i>
GI_V_So	Del Gato (bañado)	otoño	vegetación: <i>Senecio sp.</i>
GI_BCp	Del Gato (bañado)	primavera	bentos centro
GI_BOp	Del Gato (bañado)	primavera	bentos orilla
GI_V_Hp	Del Gato (bañado)	primavera	vegetación: <i>Hydrocotile sp.</i>
T_BCo	Tubichaminí	otoño	bentos centro
T_BOo	Tubichaminí	otoño	bentos orilla
T_V_Co	Tubichaminí	otoño	vegetación: <i>Catay sp.</i>
T_V_Go	Tubichaminí	otoño	vegetación: <i>Gymnocoronis sp.</i>
T_V_Sno	Tubichaminí	otoño	vegetación: <i>Schoenoplectus sp.</i>
T_V_Lo	Tubichaminí	otoño	vegetación: <i>Ludwigia sp.</i>
T_BCp	Tubichaminí	primavera	bentos centro
T_V_Gp	Tubichaminí	primavera	vegetación: <i>Gymnocoronis sp.</i>
T_V_Snp	Tubichaminí	primavera	vegetación: <i>Schoenoplectus sp.</i>
T_V_Lp	Tubichaminí	primavera	vegetación: <i>Ludwigia sp.</i>
C_BCo	Cajaravilla	otoño	bentos centro
C_BOo	Cajaravilla	otoño	bentos orilla
C_V_Co	Cajaravilla	otoño	vegetación: <i>Catay sp.</i>
C_V_Ceo	Cajaravilla	otoño	vegetación: <i>Ceratophyllum sp.</i>
C_V_To	Cajaravilla	otoño	vegetación: <i>Thypa sp.</i>
C_BCp	Cajaravilla	primavera	bentos centro
C_V_HLep	Cajaravilla	primavera	vegetación: <i>Hydrocotile sp. + Lemna sp.</i>
C_V_Irp	Cajaravilla	primavera	vegetación: <i>Iris sp.</i>
C_V_Lp	Cajaravilla	primavera	vegetación: <i>Ludwigia sp.</i>
C_V_Stp	Cajaravilla	primavera	vegetación: <i>Stuckenia sp.</i>
C_V_StHp	Cajaravilla	primavera	vegetación: <i>Stuckenia sp. + Hydrocotile sp.</i>
Tfu_BCo	Tandileofú	otoño	bentos centro
Tfu_BOo	Tandileofú	otoño	bentos orilla
Tfu_Ro	Tandileofú	otoño	rocas
Tfu_V_No	Tandileofú	otoño	vegetación: <i>Nasturtium sp.</i>
Tfu_V_r&vao	Tandileofú	otoño	vegetación: raíces + veg.asociada
Tfu_V_Sto	Tandileofú	otoño	vegetación: <i>Stuckenia sp.</i>
Tfu_V_o	Tandileofú	otoño	vegetación: más de tres géneros
Tfu_BCp	Tandileofú	primavera	bentos centro
Tfu_BOp	Tandileofú	primavera	bentos orilla
Tfu_Rp	Tandileofú	primavera	rocas
Tfu_V_Lp	Tandileofú	primavera	vegetación: <i>Ludwigia sp.</i>
Tfu_V_Stp	Tandileofú	primavera	vegetación: <i>Stuckenia sp.</i>
SG_BCo	San Gabriel	otoño	bentos centro
SG_BOo	San Gabriel	otoño	bentos orilla
SG_Ro	San Gabriel	otoño	rocas
SG_V_Ho	San Gabriel	otoño	vegetación: <i>Hydrocotile sp.</i>
SG_V_No	San Gabriel	otoño	vegetación: <i>Nasturtium sp.</i>
SG_V_Ao	San Gabriel	otoño	vegetación: <i>Azolla sp.</i>
SG_BCp	San Gabriel	primavera	bentos centro
SG_BOp	San Gabriel	primavera	bentos orilla
SG_Rp	San Gabriel	primavera	rocas

SG_V_ClIp	San Gabriel	primavera	vegetación: <i>Cladophora sp.</i> + <i>Ludwigia sp.</i>
SG_V_ClHp	San Gabriel	primavera	vegetación: <i>Cladophora sp.</i> + <i>Hydrocotile sp.</i>
SG_V_CeHp	San Gabriel	primavera	vegetación: <i>Ceratophyllum sp.</i> + <i>Hydrocotile sp.</i>
Ca_Ro	Cascada	otoño	rocas
Ca_V_No	Cascada	otoño	vegetación: <i>Nasturtium sp.</i>
Ca_V_Sno	Cascada	otoño	vegetación: <i>Schoenoplectus sp.</i>
Ca_Rp	Cascada	primavera	rocas
Ca_V_Snp	Cascada	primavera	vegetación: <i>Schoenoplectus sp.</i>
ACa_Ro	Arroyo de la Cascada	otoño	rocas
ACa_V_ro	Arroyo de la Cascada	otoño	vegetación: raíces
ACa_Rp	Arroyo de la Cascada	primavera	rocas
ACa_V_rp	Arroyo de la Cascada	primavera	vegetación: raíces
SGde_Bo	Sauce Grande	otoño	bentos orilla
SGde_Ro	Sauce Grande	otoño	rocas
SGde_V_Sto	Sauce Grande	otoño	vegetación: <i>Stuckenia sp.</i>
SGde_V_Lo	Sauce Grande	otoño	vegetación: <i>Ludwigia sp.</i>
SGde_Bp	Sauce Grande	primavera	bentos orilla
SGde_Rp	Sauce Grande	primavera	rocas
SGde_V_Stp	Sauce Grande	primavera	vegetación: <i>Stuckenia sp.</i>
SGde_V_Hp	Sauce Grande	primavera	vegetación: <i>Hydrocotile sp.</i>
SGde_V_Lp	Sauce Grande	primavera	vegetación: <i>Ludwigia sp.</i>
SCh_Ro	Sauce Chico	otoño	rocas
SCh_V_ro	Sauce Chico	otoño	vegetación: raíces
SCh_Rp	Sauce Chico	primavera	rocas
SCh_V_rp	Sauce Chico	primavera	vegetación: raíces
A_R_o	Atravesado	otoño	rocas
A_V_ro	Atravesado	otoño	vegetación: raíces
A_V_Lo	Atravesado	otoño	vegetación: <i>Ludwigia sp.</i>
A_V_Sno	Atravesado	otoño	vegetación: <i>Schoenoplectus sp.</i>
A_R_p	Atravesado	primavera	rocas
A_V_rp	Atravesado	primavera	vegetación: raíces
A_V_Snp	Atravesado	primavera	vegetación: <i>Schoenoplectus sp.</i>
A_V_Stp	Atravesado	primavera	vegetación: <i>Stuckenia sp.</i>
V_Ro	Ventana	otoño	rocas
V_V_Lo	Ventana	otoño	vegetación: <i>Ludwigia sp.</i>
V_V_No	Ventana	otoño	vegetación: <i>Nasturtium sp.</i>
V_Rp	Ventana	primavera	rocas
V_V_Np	Ventana	primavera	vegetación: <i>Nasturtium sp.</i>
V_V_GClp	Ventana	primavera	vegetación: <i>Gymnocoronis sp.</i> + <i>Cladophora sp.</i>
N_Ro	Napostá Grande	otoño	rocas
N_RDo	Napostá Grande	otoño	rocas (draga Eckman)
N_V_Ho	Napostá Grande	otoño	vegetación: <i>Hydrocotile sp.</i>
N_V_afo	Napostá Grande	otoño	vegetación: algas
N_Rp	Napostá Grande	primavera	rocas
N_RDp	Napostá Grande	primavera	rocas (draga Eckman)
N_V_Hp	Napostá Grande	primavera	vegetación: <i>Hydrocotile sp.</i>

Anexo 2. Listado de los taxa y sus acrónimos. Se encuentran los organismos que no fueron considerados para los análisis, es decir, aquellos que pertenecen a la interfaz medio acuático-medio terrestre (por ejemplo, *Listronotus sp.*, Curculionidae), aquellos que no presentaban diferencias, por lo menos registrada, por encontrarse formando parte del mismo complejo (p. ej., *Hyalella curvispina* y *H. pseudoazteca*) y los endoparásitos (Acanthocephala).

Taxa	Acrónimo	Taxa (cont)	Acrónimo
RHABDOCOELA		<i>Paranais frici</i>	Oli_Pf
Temnocephalidae		<i>Pristina jenkiniae</i>	Oli_Pj
<i>Temnocephala</i>	P_T	<i>Pristina leidyi</i>	Oli_Ple
TRICLADIDA		<i>Pristina longidentata</i>	Oli_Pl
Dugesiiidae		<i>Pristina osborni</i>	Oli_Po
<i>Girardia</i>	P_G	<i>Pristina synclites</i>	Oli_Ps
NEMERTEA	Neme	<i>Slavina appendiculata</i>	Oli_Sa
NEMATOMORPHA		<i>Slavina isochaeta</i>	Oli_Si
Gordoidea	Nema	<i>Stylaria fossularis</i>	Oli_Sf
ACANTHOCEPHALA	Acan	<i>Stephensoniana trivandrana</i>	Oli_St
ANNELIDA		<i>Allonais lairdi</i>	Oli_Ala
Aeolosomatidae		<i>Aulophorus costatus</i>	Oli_Ac
<i>Aeolosoma</i>	Pol_A	<i>Aulophorus furcata</i>	Oli_Ap
<i>Aeolosoma tenebrarum</i>	Pol_At	<i>Amphichaeta leydigi</i>	Oli_Al
Enchytraeidae		<i>Chaetogaster diastrophus</i>	Oli_Cd
<i>Enchytraeidae</i>	Oli_E	<i>Chaetogaster diaphanus</i>	Oli_Cdi
<i>Enchytraeidae sp2</i>	Oli_E2	<i>Dero digitata</i>	Oli_Dg
<i>Enchytraeidae sp3</i>	Oli_E3	<i>Dero multibranchiata</i>	Oli_Dm
Lumbricidae		<i>Dero pectinata</i>	Oli_Do
<i>Eiseniella tetraedra</i>	Oli_Et	<i>Dero obtusa</i>	Oli_Dp
Megadrili	Oli_M	<i>Dero sawayai</i>	Oli_Ds
Naididae		Tubificidae	
<i>Bratislavia unidentata</i>	Oli_Bu	<i>Tubificinae inmaduros</i>	Oli_Ti
<i>Nais communis/variabilis</i>	Oli_Ncv	<i>Aulodrilus pigueti</i>	Oli_An
<i>Nais bretscheri</i>	Oli_Nb	<i>Bothrioneurum americanum</i>	Oli_Ba
<i>Nais pardalis</i>	Oli_Np	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Oli_Lh
<i>Opistocystis funiculus</i>	Oli_Of	<i>Limnodrilus udekemianus</i>	Oli_Lu
<i>Pristina acuminata</i>	Oli_Pac	<i>Tubifex tubifex</i>	Oli_Tt
<i>Pristina aequisetata</i>	Oli_Pa	Opistocystidae	
<i>Pristina americana</i>	Oli_Pam	<i>Trieminentia corderoi</i>	Oli_Tc
<i>Pristina biserrata</i>	Oli_Pbi	Phreodrilidae	
<i>Pristina breviseta</i>	Oli_Pb		

Taxa (cont)	Acrónimo
<i>Antarctodrilus niger</i>	Oli_Af
HIRUDINEA	
Género 1	Hi_1
Género 2	Hi_2
DECAPODA	
Palaemonidae	
<i>Macrobrachium</i>	D_M
<i>Palaemonetes</i>	D_P
Trichodactylidae	
<i>Sylviocarcinus</i>	D_S
<i>Trichodactylus borellianus</i>	D_T
ISOPODA	
Janiridae	
<i>Fritzianira</i>	I_F
Género 1	I_g1
AMPHIPODA	
Hyalellidae	A_H
<i>Hyalella curvispina</i>	
<i>Hyalella pseudoazteca</i>	
Ingolfiellidae	
<i>Yacana ventania</i>	A_Y
EPHEMEROPTERA	
Baetidae	
<i>Americabaetis</i>	E_A
<i>Callibaetis</i>	E_Cal
Caenidae	
<i>Caenis</i>	E_Cae
Polimytarcidae	
<i>Campsurus</i>	E_Cam
ODONATA	
Coenagrionidae	O_C
Aeshnidae	
<i>Rioaeshna</i>	O_R
<i>Erythemis</i>	O_E
<i>Erythrodiplax</i>	O_Ex
Libellulidae	
<i>Perithemis</i>	O_P
<i>Tramea</i>	O_T
HEMIPTERA	
Belostomatidae	

Taxa (cont)	Acrónimo
<i>Belostoma</i>	H_B
Corixidae	
<i>Tenagobia</i>	H_T
<i>Trichocorixa</i>	H_Tri
<i>Sigara</i>	H_S
<i>Corixidae</i>	H_C
Helotrephidae	
<i>Paratrephes</i>	H_P
Pleidae	
<i>Neoplea_maculosa</i>	H_Ne
<i>Paraplea</i>	H_Pa
Notonectidae	
<i>Buenoa</i>	H_B
<i>Notonecta</i>	H_N
Nepidae	
<i>Curicta</i>	H_Cu
COLEOPTERA	
Crysolimnidae	C_C_a
Curculionidae	
<i>Lissorhoptrus</i>	CC_L_I
Dryopidae	
<i>Pelonomus</i>	C_P_a
Dytiscidae	
<i>Dytiscidea_Adephaga</i>	C_DA_a
<i>Amarodytes_la</i>	C_A_I
<i>Amarodytes_ad</i>	C_A_a
<i>Desmopachria_la</i>	C_D_I
<i>Desmopachria_ad</i>	C_D_a
<i>Laccodytes_ad</i>	C_L_a
<i>Laccophilus_larva</i>	C_Lp_I
<i>Laccophilus_adulto</i>	C_Lp_a
<i>Lancetes_ad</i>	C_Ln_a
<i>Liodessus_la</i>	C_Li_I
<i>Liodessus_ad</i>	C_Li_a
<i>Megadytes_ad</i>	C_M_a
<i>Microhydrodytes</i>	C_Mi_a
<i>Rhantus_ad</i>	C_R_a
Elmidae	CE_
<i>Cylloepus</i>	CE_Cy_a
<i>Hexacylloepus</i>	CE_He_I
<i>Hexacylloepus_ad</i>	CE_He_a

Taxa (cont)	Acrónimo
<i>Hydora</i>	CE_Hy_a
<i>Luchoelmis_la</i>	CE_L_l
<i>Luchoelmis</i>	CE_L_a
<i>Neocylloepus_ad</i>	CE_N_a
Gyrinidae	
<i>Gyrinus_la</i>	CG_l
<i>Gyrinus_ad</i>	CG_a
Haliplidae	
<i>Haliphus_la</i>	C_Ha_l
<i>Haliphus_ad</i>	C_Ha_a
Hydraenidea	
<i>Gymnochtebius</i>	C_Gy_a
<i>Parhydraenida</i>	C_Pa_a
Hydrochidae	
<i>Hydrochus</i>	C_H_a
Hydrophilidae	
<i>Anacaena_ad</i>	C_An_a
<i>Berosus_la</i>	C_B_l
<i>Berosus_adulto</i>	C_B_a
<i>Crenitis_ad</i>	C_Cr_a
<i>Derallus_ad</i>	C_De_a
<i>Enochrus_la</i>	C_E_l
<i>Enochrus_ad</i>	C_E_a
<i>Hydrophilus_la</i>	C_Hyd_l
<i>Hydrophilus_ad</i>	C_Hyd_a
<i>Paracymus_la</i>	C_Par_l
<i>Paracymus</i>	C_Par_a
<i>Tropisternus_larva</i>	C_T_l
<i>Tropisternus_ad</i>	C_T_a
Noteridae	
<i>Canthydrus</i>	CN_C_a
<i>Hydrocanthus_la</i>	CN_H_l
<i>Hydrocanthus_ad</i>	CN_H_a
<i>Notomicrus</i>	CN_N_a
<i>Suphisellus</i>	CN_S_a
Scirtidae	
<i>Cyphon_ad</i>	CS_C_a
<i>Scirtes_la</i>	CS_S_l
<i>Scirtes_ad</i>	CS_S_a
Sphaeriusidae	
<i>Sphaerius</i>	C_S_a

Taxa (cont)	Acrónimo
Spercheidae	
<i>Sperchus</i>	C_Sp_a
Staphylinidae	
<i>Staphylinidae</i>	
<i>Stenus</i>	
DIPTERA	
Chironomidae	
Chironominae	
<i>Axarus</i>	Ch_Ax
<i>Chironomus</i>	Ch_C
<i>Cryptochironomus</i>	Ch_Cry
<i>Dicrotendipes</i>	Ch_D
<i>Goeldichironomus</i>	Ch_G
<i>Parachironomus</i>	Ch_P
<i>Paralauterborniella</i>	Ch_Pal
<i>Polypedium</i>	Ch_Po
<i>Rheotanytarsus</i>	Ch_R
<i>Tanytarsus</i>	Ch_Tan
Orthoclaadiinae	
<i>Allocladius</i>	Ch_Al
<i>Corynoneura</i>	Ch_Co
<i>Cricotopus</i>	Ch_Cr
<i>Eukiefferiella</i>	Ch_E
<i>Género 1</i>	Ch_G1
<i>Limnophies</i>	Ch_L
<i>Nanocladius</i>	Ch_N
<i>Onconeura</i>	Ch_O
<i>Paracladius</i>	Ch_Par
<i>Paramettrionemus</i>	Ch_Pam
<i>Paratrichocladius</i>	Ch_Ptr
<i>Pseudosmittia</i>	Ch_Ps
<i>Thienemanniella</i>	Ch_T
Podonominae	
<i>Podonomopsis</i>	Ch_Pod
Tanypodinae	
<i>Ablabesmia</i>	Ch_A
<i>Apsectrotanypus</i>	Ch_Ap
<i>Coelotanypus</i>	Ch_Coe
<i>Djalmabatista</i>	Ch_Dj
<i>Labrundinia</i>	Ch_Lab
<i>Larsia</i>	Ch_Lar

Taxa (cont)	Acrónimo
<i>Metapelopia</i>	Ch_Me
<i>Monopelopia</i>	Ch_M
<i>Pentaneura</i>	Ch_Pe
<i>Procladius</i>	Ch_Pro
<i>Tanypus</i>	Ch_Ta
Culicidae	
<i>Aedes</i>	Di_CAe
<i>Anopheles</i>	Di_CAn
<i>Culex</i>	Di_CC
Athericidae	Di_A
<i>Brachicera_g1(peque)</i>	Di_B
<i>Brachicera_g2(gde)</i>	Di_B2
Ceratopogonidae	Di_Ce
<i>Atrichopogon</i>	Di_At
Dolichopodidae	Di_Do
Drosophilidae	Di_D
<i>Drosophilidae_pu</i>	Di_D_p
<i>Drosophilidae_g2</i>	Di_D2
<i>Drosophilidae_g2_pu</i>	Di_D2_p
Empididea	Di_Em
Ephydriidae	Di_E
Ephydriidae_p	Di_E_p
Muscoideo	Di_Mu
Muscidae	Di_M
Phoridae	Di_P
Psychodidae	Di_Ps
Rhagionidae	Di_R
Scatopsidae	Di_S
Sciomyzidae	Di_Sc
<i>similTabanidae</i>	Di_sT
Simulidae	
<i>Simulium (p+l)</i>	Di_Si_l
Stratiomidae	Di_St
Syrphidae	Di_Sy
Tabanidae	Di_T
Tipulidae	Di_Ti
TRICHOPTERA	
Hydropsychidae	
<i>Smicridea</i>	T_S

Taxa (cont)	Acrónimo
Hydroptilidae	
<i>Hydroptila</i>	T_H
<i>Oxyethira</i>	T_O
Leptoceridae	
<i>Nectopsyche</i>	T_N
<i>Triaenodes</i>	T_T
LEPIDOPTERA	
Crambidae	
<i>Argyractis</i>	L_Cr1
<i>Samea_multiplicalis</i>	L_Cr2
<i>Synclita</i>	L_Cr3
<i>Petrophila</i>	L_P
ACARI	
Hydrachnidea	
<i>Hydrachna</i>	Ac
BIVALVIA	
Hyriidae	
<i>Diplodon</i>	B_D
Sphaeriidae	
<i>Eupera</i>	B_E
<i>Pisidium</i>	B_P
<i>Musculium</i>	B_M
GASTEROPODA	
Ampullariidae	
<i>Pomacea canaliculata</i>	G_Pom
Hydrobiidae	
<i>Heleobia</i>	G_Hel
Chilinidae	
<i>Chilina</i>	G_C
Planorbidae	
<i>Biomphalaria</i>	G_B
<i>Drepanotrema</i>	G_D
Ancylidae	
<i>Hebetancylus</i>	G_H
<i>Uncancylus</i>	G_U
Physidae	
<i>Physa</i>	G_P

Anexo 3: Tabla con los porcentajes de representatividad de los 19 grupos taxonómicos. En el “sitio” se detalla el arroyo, tipo de sustrato y estación muestreada. Los números de la parte superior hacen referencia a: 1- Rhabdocoela, 2- Nemertea, 3- Nematomorpha, 4- Oligochaeta, 5- Hirudinea, 6- Decapoda, 7- Isopoda, 8- Amphipoda, 9- Ephemeroptera, 10- Odonata, 11- Hemiptera, 12- Coleoptera, 13- Chironomidae, 14- Diptera, 15- Trichoptera, 16- Lepidoptera, 17- Acari, 18- Bivalvia, y 19- Gasteropoda.

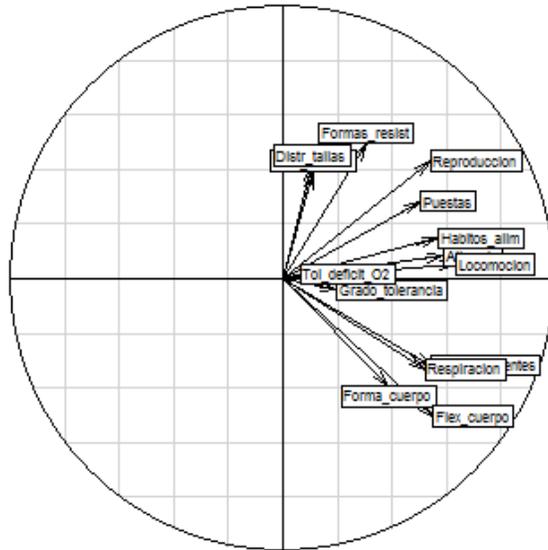
Sitio	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Dest-sed.fino-ot	0.0	0.0	0.0	37.9	2.6	0.4	0.0	1.5	7.8	11.2	0.4	1.5	5.9	4.8	0.7	0.4	0.0	12.6	12.3
Dest-sed.fino-pr	0.0	0.0	0.0	20.6	5.3	0.0	0.0	17.3	11.9	2.9	0.3	1.9	17.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.1	15.6
Dest-veget-ot	0.4	0.0	0.0	12.4	1.3	0.1	0.0	1.2	9.1	17.3	1.1	3.1	5.0	1.3	0.0	0.1	0.4	13.7	33.4
Dest-veget-pr	0.0	0.0	0.0	23.6	0.3	0.0	0.0	39.1	11.9	4.2	0.9	5.7	6.9	2.1	0.2	0.0	0.5	0.0	4.5
Pesc-sed.fino-ot	1.3	0.0	0.0	52.9	4.4	0.0	0.0	0.0	12.5	0.3	0.0	0.7	19.2	0.7	0.0	0.0	0.0	1.3	6.7
Pesc-veget-ot	1.6	0.0	0.0	42.8	0.2	1.6	0.0	5.7	3.0	7.5	0.1	3.3	24.9	1.6	0.0	4.3	0.2	0.2	2.8
Pesc-sed.fino-pr	0.0	0.0	0.0	57.6	8.4	0.5	6.8	1.0	1.0	0.5	0.0	0.0	10.5	0.0	0.0	0.0	0.0	4.7	8.9
Pesc-veget-pr	0.2	0.0	0.0	25.0	0.2	0.2	0.0	25.2	0.5	3.5	0.2	1.9	23.2	0.5	0.0	0.2	0.1	0.1	19.0
JuanBl-sed.fino-ot	0.0	0.0	0.0	76.7	0.0	0.0	0.0	2.2	5.4	1.3	0.0	0.0	10.8	1.3	0.0	0.0	0.0	0.4	1.8
JuanBl-veget-ot	0.2	0.0	0.0	55.4	0.3	0.3	0.0	12.2	2.2	5.2	0.0	2.2	18.7	0.8	0.3	0.0	0.0	0.3	1.8
JuanBl-sed.fino-pr	0.3	0.0	0.0	90.9	0.0	0.0	0.0	5.5	0.0	0.6	0.0	0.6	1.3	0.3	0.0	0.1	0.0	0.0	0.3
JuanBl-veget-pr	0.0	0.0	0.0	22.0	0.2	0.0	0.0	59.0	0.9	1.7	0.2	2.1	11.1	1.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.7
Perez-sed.fino-ot	0.1	0.0	0.0	89.5	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	4.4	0.1	0.0	0.0	0.0	1.6	1.5
Perez-veget-ot	9.9	2.6	0.3	26.1	1.3	0.4	0.0	14.7	2.6	1.2	0.0	0.4	35.3	1.4	0.0	0.0	0.2	0.1	3.2
Pérez-sed.fino-pr	0.4	0.0	0.0	19.8	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	72.3	0.1	0.0	0.0	0.1	1.1	0.6
Pérez-veget-pr	4.5	0.0	0.0	61.8	20.4	0.0	0.0	4.9	0.0	0.3	0.0	0.0	5.5	1.1	0.0	0.0	0.0	0.7	0.7
Gato-sed.fino-ot	3.41	0.00	0.00	60.32	0.00	0.00	0.00	1.80	0.18	0.72	0.00	0.00	0.18	0.54	0.00	0.00	0.18	8.44	4.49
Gato-veget-ot	14.2	0.0	0.0	26.8	20.2	0.0	0.0	17.6	0.9	1.0	0.1	2.3	2.5	6.5	0.0	0.0	0.2	0.2	7.6
Gato-sed.fino-pr	2.6	0.0	0.0	42.6	48.2	0.0	0.0	5.3	0.0	0.3	0.0	0.3	0.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Gato-veget-pr	13.5	0.0	0.0	8.3	54.3	0.0	0.0	21.0	0.0	0.2	0.0	0.5	0.8	0.8	0.0	0.0	0.0	0.4	0.1
Chubi-sed.fino-ot	0.1	0.0	0.0	86.0	3.2	0.0	0.0	0.2	0.6	0.0	0.1	0.0	6.7	1.3	0.0	0.0	0.0	0.4	1.3

SceGrande-sed.fino-ot	1.2	1.2	1.2	3.8	5.8	0.0	0.0	0.0	0.0	23.0	19.7	10.0	0.0	2.3	5.2	0.9	0.0	0.0	0.0
SceGrande-grava-ot	1.7	0.4	0.0	0.1	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	0.0
SceGrande-veg-ot	0.8	0.9	0.0	19.3	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	64.3	16.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SceGrande-sed.fino-pr	1.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.9	47.2	16.1	19.0	12.4	19.7	0.9	0.1	0.1	0.0
SceGrande-grava-pr	1.2	0.0	0.0	4.5	11.2	0.0	0.0	0.0	0.0	36.4	12.6	47.2	16.1	19.0	12.4	0.9	0.1	0.1	0.0
SceGrande-veget-pr	0.9	2.9	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
SceChico-grava-ot	0.5	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SceChico-veg-ot	0.4	0.0	0.0	6.1	0.0	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
SceChico-grava-pr	4.7	1.7	0.0	6.5	1.3	0.2	0.0	0.0	0.0	3.8	0.6	76.9	77.8	49.0	38.4	0.0	0.1	0.0	0.0
SceChico-veget-pr	0.5	0.0	0.0	6.5	1.3	0.2	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
Ado-grava-ot	0.4	0.9	0.0	19.3	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	16.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Ado-veget-ot	0.2	0.0	0.0	3.7	0.5	0.1	0.0	0.0	0.0	6.8	16.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Ado-grava-pr	7.1	0.3	0.0	1.2	1.6	0.5	0.1	0.0	0.0	7.9	6.8	23.0	36.6	19.0	15.1	0.4	0.0	0.1	0.0
Ado-veget-pr	3.3	0.1	0.0	1.6	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	7.0	7.9	15.1	23.0	36.6	19.0	0.4	0.0	0.1	0.0
Vent-grava-ot	0.3	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Vent-veget-ot	1.0	0.0	0.4	1.0	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Vent-grava-pr	0.1	0.2	0.0	27.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.3	25.2	39.7	24.1	59.3	0.2	0.0	0.0	0.0
Vent-veget-pr	0.4	0.1	0.4	10.8	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	3.8	0.3	25.2	39.7	24.1	59.3	0.2	0.0	0.0	0.0
Napos-grava-ot	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.3	16.3	16.3	16.3	16.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Napos-gravaRD-ot	0.6	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.7	0.3	5.1	16.3	16.3	16.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Napos-veget-ot	0.9	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.9	10.7	5.1	16.3	16.3	16.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Napos-grava-pr	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	89.4	13.9	7.6	29.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Napos-gravaRD-pr	0.2	0.6	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	76.5	89.4	7.6	29.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Napos-veget-pr	4.4	0.0	0.0	7.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	8.4	0.8	7.6	29.0	0.3	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	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	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
	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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
	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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
	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	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	0.0	0.0	0.0	0.0
	0.0	0.0	0.0	0.0															

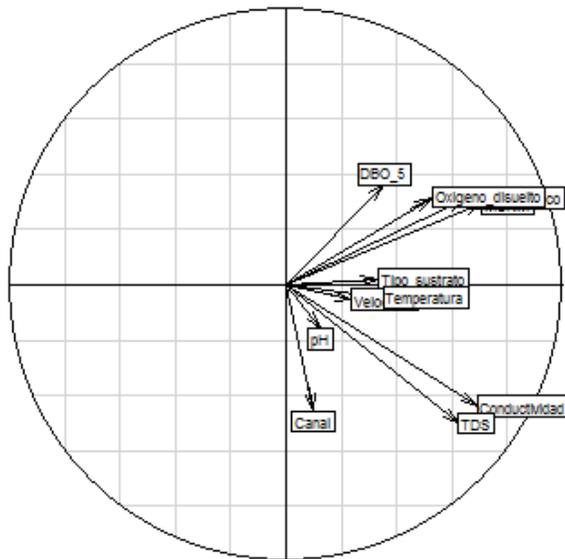
Anexo 4: Matriz y gráfico circular de *correlación Rv* obtenidos a partir del análisis FPCA para los pares de rasgos (a) biológicos y (b) ecológicos. Los círculos de correlación sintetizan las relaciones entre los rasgos. Los números corresponden a los rasgos y se encuentran en las tablas 3.2 y 3.3.

a)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1	1,000	0,421	0,026	0,220	0,019	0,031	0,043	0,027	0,009	0,031	0,005	0,005	0,037	0,049
2	0,421	1,000	0,036	0,013	0,024	0,026	0,032	0,037	0,006	0,027	0,003	0,005	0,017	0,071
3	0,026	0,036	1,000	0,362	0,146	0,090	0,088	0,010	0,163	0,134	0,042	0,005	0,199	0,052
4	0,022	0,013	0,362	1,000	0,145	0,125	0,122	0,021	0,396	0,230	0,070	0,010	0,369	0,103
5	0,019	0,024	0,146	0,145	1,000	0,614	0,176	0,086	0,183	0,250	0,060	0,039	0,175	0,179
6	0,031	0,026	0,090	0,125	0,614	1,000	0,185	0,115	0,165	0,216	0,092	0,028	0,156	0,188
7	0,043	0,032	0,088	0,122	0,176	0,185	1,000	0,183	0,166	0,330	0,072	0,003	0,093	0,326
8	0,270	0,037	0,010	0,021	0,086	0,115	0,183	1,000	0,015	0,126	0,039	0,012	0,035	0,383
9	0,009	0,006	0,163	0,396	0,183	0,165	0,166	0,015	1,000	0,276	0,068	0,033	0,244	0,178
10	0,310	0,027	0,134	0,230	0,250	0,216	0,330	0,126	0,276	1,000	0,082	0,021	0,270	0,329
11	0,005	0,003	0,042	0,070	0,060	0,092	0,072	0,039	0,068	0,082	1,000	0,014	0,102	0,046
12	0,005	0,005	0,005	0,010	0,039	0,028	0,003	0,012	0,033	0,021	0,014	1,000	0,023	0,031
13	0,037	0,017	0,199	0,369	0,175	0,156	0,093	0,035	0,244	0,270	0,102	0,023	1,000	0,153
14	0,049	0,071	0,052	0,103	0,179	0,188	0,326	0,383	0,178	0,329	0,046	0,031	0,153	1,000

b)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	1,000	0,020	0,184	0,195	0,196	0,035	0,468	0,164	0,308	0,231	0,327
2	0,020	1,000	0,019	0,017	0,006	0,009	0,022	0,001	0,091	0,050	0,032
3	0,184	0,019	1,000	0,085	0,072	0,063	0,128	0,069	0,126	0,230	0,086
4	0,195	0,017	0,085	1,000	0,103	0,027	0,042	0,015	0,087	0,072	0,028
5	0,196	0,006	0,072	0,103	1,000	0,045	0,096	0,038	0,162	0,127	0,137
6	0,035	0,009	0,063	0,027	0,045	1,000	0,019	0,039	0,064	0,048	0,040
7	0,468	0,022	0,128	0,042	0,096	0,019	1,000	0,204	0,291	0,240	0,269
8	0,164	0,001	0,069	0,015	0,038	0,039	0,204	1,000	0,144	0,104	0,149
9	0,308	0,091	0,126	0,087	0,162	0,064	0,291	0,144	1,000	0,556	0,203
10	0,231	0,050	0,123	0,072	0,127	0,048	0,240	0,104	0,556	1,000	0,173
11	0,327	0,032	0,086	0,028	0,137	0,040	0,269	0,149	0,203	0,173	1,000



(a)



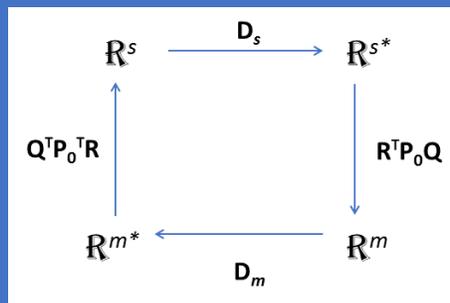
(b)

(a) Círculo de correlación biológico y (b) círculo de correlación ecológico.

El análisis RLQ tiene tres tablas: \mathbf{Q} ($p \times s$) que describe s rasgos por p especies, \mathbf{R} ($n \times m$) que contiene las mediciones de las m variables ambientales en n sitios y, la tercer tabla \mathbf{L} $n \times p$ con las abundancias de las p especies dentro de los n sitios. El análisis RLQ combina las tres análisis de las tablas por separado de \mathbf{R} , \mathbf{L} y \mathbf{Q} para identificar las relaciones principales entre los gradientes ambientales y los rasgos mediante la tabla de abundancia.

El Análisis de Correspondencia se aplica a \mathbf{L} llevando al triplete $(\mathbf{D}_n^{-1}\mathbf{P}_0\mathbf{D}_p^{-1}, \mathbf{D}_p, \mathbf{D}_n)$ donde \mathbf{P}_0 es la matriz doblemente centrada de las frecuencias relativas y \mathbf{D}_n y \mathbf{D}_p son los pesos asociados de las filas y las columnas. Los análisis separados de \mathbf{R} y \mathbf{Q} deben ser ponderados usando los pesos derivados del CA (\mathbf{D}_n y \mathbf{D}_p) y conducen a los tripletes $(\mathbf{R}, \mathbf{D}_m, \mathbf{D}_n)$ y $(\mathbf{Q}, \mathbf{D}_s, \mathbf{D}_p)$, respectivamente. De acuerdo con el tipo de variable se aplicará PCA, MCA o Hill & Smith.

El RLQ combina los tres análisis separados de \mathbf{R} , \mathbf{L} y \mathbf{Q} para investigar sus co-estructuras conjuntas. Esto se corresponde a un triplete estadístico $(\mathbf{R}^T\mathbf{P}_0\mathbf{Q}, \mathbf{D}_s, \mathbf{D}_m)$:



La matriz $\mathbf{R}^T\mathbf{P}_0\mathbf{Q}$ es una matriz cuadrada que mide los vínculos entre los rasgos y las variables ambientales. Se llama la "cuarta esquina" por Legendre *et al.* (1997) y cada celda corresponde a una asociación bivariada.

Una de las propiedades de la Teoría de Diagramas Duales muestra que el análisis RLQ busca un eje principal \mathbf{a} y un componente principal \mathbf{b} maximizando:

$$\mathbf{b}^T \mathbf{D}_m (\mathbf{R}^T \mathbf{P}_0 \mathbf{Q}) \mathbf{D}_s \mathbf{a}$$

El vector \mathbf{b} contiene coeficientes para las variables ambientales y el vector \mathbf{a} contiene coeficientes para los rasgos. Estas cargas se utilizan para calcular una puntuación para sitios ($\mathbf{x} = \mathbf{R}\mathbf{D}_m\mathbf{b}$) y especies ($\mathbf{y} = \mathbf{Q}\mathbf{D}_s\mathbf{a}$) y la ecuación anterior puede reescribirse como:

$$\mathbf{b}^T \mathbf{D}_m (\mathbf{R}^T \mathbf{P}_0 \mathbf{Q}) \mathbf{D}_s \mathbf{a} = \mathbf{x}^T \mathbf{P}_0 \mathbf{y} = \text{cov}_P(\mathbf{x}, \mathbf{y}) = \sqrt{\lambda}$$

RLQ calcula la puntuación de las especie \mathbf{y} (combinación lineal de rasgos) y una puntuación de los sitios \mathbf{x} (combinación lineal de variables ambientales). El valor absoluto de la covarianza cruzada entre estos dos puntajes se maximiza, y el máximo es igual a la raíz cuadrada del primer valor eigenvalue λ del RLQ.

Esta covarianza cruzada se puede descomponer como producto de tres términos:

$$\text{cov}_P(\mathbf{RD}_{mb}, \mathbf{QD}_{sa}) = \text{cor}_P(\mathbf{RD}_{mb}, \mathbf{QD}_{sa}) * ||\mathbf{RD}_{mb}||_{\mathbf{D}_n} * ||\mathbf{QD}_{sa}||_{\mathbf{D}_p}$$

El primer término, $\text{cor}_P(\mathbf{RD}_{mb}, \mathbf{QD}_{sa})$ es optimizado por el Análisis de Correspondencia en la tabla \mathbf{L} . El segundo término, $||\mathbf{RD}_{mb}||_{\mathbf{D}_n}$ es optimizado por el análisis en \mathbf{R} cuyo objetivo es identificar las estructuras más importantes del set de datos. El último término, $||\mathbf{QD}_{sa}||_{\mathbf{D}_p}$ es maximizado por el análisis de la tabla \mathbf{Q} .

Anexo 6: Referencias de los números de organismos empleados para los análisis de rasgos funcionales. *la* = larva, *ad*= adulto, *p*= pupa.

N°	Taxa
1	<i>Temnocephala</i>
2	<i>Girardia</i>
3	NEMERTEA
4	Gordoidea
5	<i>Aeolosoma</i>
6	<i>Aeolosoma tenebrarum</i>
7	<i>Aulophorus costatus</i>
8	<i>Aulophorus furcata</i>
9	<i>Antarctodrilus niger</i>
10	<i>Aulodrilus pigueti</i>
11	<i>Amphichaeta leydigi</i> <i>Bothrioneurum</i>
12	<i>americanum</i>
13	<i>Bratislavia unidentata</i>
14	<i>Chaetogaster diastrophus</i>
15	<i>Chaetogaster diaphanus</i>
16	<i>Dero digitata</i>
17	<i>Dero multibranchiata</i>
18	<i>Dero pectinata</i>
19	<i>Dero obtusa</i>
20	<i>Dero sawayai</i>
21	<i>Enchytraeidae</i>
22	<i>Enchytraeidae sp2</i>
23	<i>Enchytraeidae sp3</i>
24	<i>Eiseniella tetraedra</i>
25	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>
26	<i>Limnodrilus udekemianus</i>
27	Megadrili
28	<i>Nais bretscheri</i>
29	<i>Nais communis/variabilis</i>
30	<i>Nais pardalis</i>
31	<i>Opistocystis funiculus</i>
32	<i>Pristina acuminata</i>
33	<i>Pristina aequiseta</i>
34	<i>Pristina americana</i>
35	<i>Pristina biserrata</i>
36	<i>Pristina breviseta</i>
37	<i>Paranais frici</i>

N°	Taxa (cont)
38	<i>Pristina jenkinae</i>
39	<i>Pristina leidyi</i>
40	<i>Pristina longidentata</i>
41	<i>Pristina osborni</i>
42	<i>Pristina synclites</i>
43	<i>Slavina appendiculata</i>
44	<i>Slavina isochaeta</i>
45	<i>Stylaria fossularis</i> <i>Stephensoniana</i>
46	<i>trivandrana</i>
47	<i>Trieminentia corderoi</i>
48	<i>Tubificinae inmaduros</i>
49	<i>Allonais lairdi</i>
50	<i>Tubifex tubifex</i>
51	Hirudinea-Género 1
52	Hirudinea-Género 2
53	<i>Macrobrachium</i>
54	<i>Paleomonetes</i>
55	<i>Sylviocarcinus</i>
56	<i>Trichodactylus borellianus</i>
57	<i>Fritzianira</i>
58	Isopoda-Género 1
59	<i>Hyaella</i>
60	<i>Yacana ventania</i>
61	<i>Americabaetis</i>
62	<i>Callibaetis</i>
63	<i>Caenis</i>
64	<i>Campsurus</i>
65	Coenagrionidae
66	<i>Rioaeshna</i>
67	<i>Erythemis</i>
68	<i>Erythrodiplax</i>
69	<i>Perithemis</i>
70	<i>Tramea</i>
71	<i>Belostoma</i>
72	<i>Tenagobia</i>
73	<i>Trichocorixa</i>
74	<i>Sigara</i>

N°	Taxa (cont)
75	Corixidae
76	<i>Paratrephes</i>
77	<i>Neoplea</i>
78	<i>Paraplea</i>
79	<i>Buenoa</i>
80	<i>Notonecta</i>
81	<i>Curicta</i>
82	<i>Lissorhoptrus</i>
83	Dytiscidae
84	<i>Amarodytes_la</i>
85	<i>Amarodytes_ad</i>
86	<i>Desmopachria_la</i>
87	<i>Desmopachria_ad</i>
88	<i>Laccodytes_ad</i>
89	<i>Laccophilus_larva</i>
90	<i>Laccophilus_adulto</i>
91	<i>Lancetes_ad</i>
92	<i>Liodessus_la</i>
93	<i>Liodessus_ad</i>
94	<i>Megadytes_ad</i>
95	<i>Microhydrodytes</i>
96	<i>Rhantus_ad</i>
97	Elmidae
98	<i>Cylloepus</i>
99	<i>Hexacylloepus</i>
100	<i>Hexacylloepus_ad</i>
101	<i>Hydora</i>
102	<i>Luchoelmis_la</i>
103	<i>Luchoelmis</i>
104	<i>Neocylloepus_ad</i>
105	<i>Gyrinus_la</i>
106	<i>Gyrinus_ad</i>
107	<i>Haliphus_la</i>
108	<i>Haliphus_ad</i>
109	<i>Gymnochtebius</i>
110	<i>Parhydraenida</i>
111	<i>Hydrochus</i>
112	<i>Anacaena_ad</i>
113	<i>Berosus_la</i>
114	<i>Berosus_ad</i>
115	<i>Crenitis_ad</i>

N°	Taxa (cont)
116	<i>Derallus_ad</i>
117	<i>Enochrus_la</i>
118	<i>Enochrus_ad</i>
119	<i>Hydrophilus_la</i>
120	<i>Hydrophilus_ad</i>
121	<i>Paracymus_la</i>
122	<i>Paracymus_ad</i>
123	<i>Tropisternus_larva</i>
124	<i>Tropisternus_ad</i>
125	<i>Canthydrus</i>
126	<i>Hydrocanthus_la</i>
127	<i>Hydrocanthus_ad</i>
128	<i>Notomicrus</i>
129	<i>Suphisellus</i>
130	<i>Scirtes_la</i>
131	<i>Scirtes_ad</i>
132	<i>Sperchus</i>
133	<i>Ablabesmia</i>
134	<i>Allocladius</i>
135	<i>Apsectrotanypus</i>
136	<i>Axarus</i>
137	<i>Chironomus</i>
138	<i>Coelotanypus</i>
139	<i>Corynoneura</i>
140	<i>Cricotopus</i>
141	<i>Cryptochironomus</i>
142	<i>Dicrotendipes</i>
143	<i>Djalmabatista</i>
144	<i>Eukiefferiella</i>
145	<i>Género 1</i>
146	<i>Goeldichironomus</i>
147	<i>Limnophies</i>
148	<i>Labrundinia</i>
149	<i>Larsia</i>
150	<i>Metapelopia</i>
151	<i>Monopelopia</i>
152	<i>Nanocladius</i>
153	<i>Onconeura</i>
154	<i>Parachironomus</i>
155	<i>Paracladius</i>
156	<i>Paramectrionemus</i>

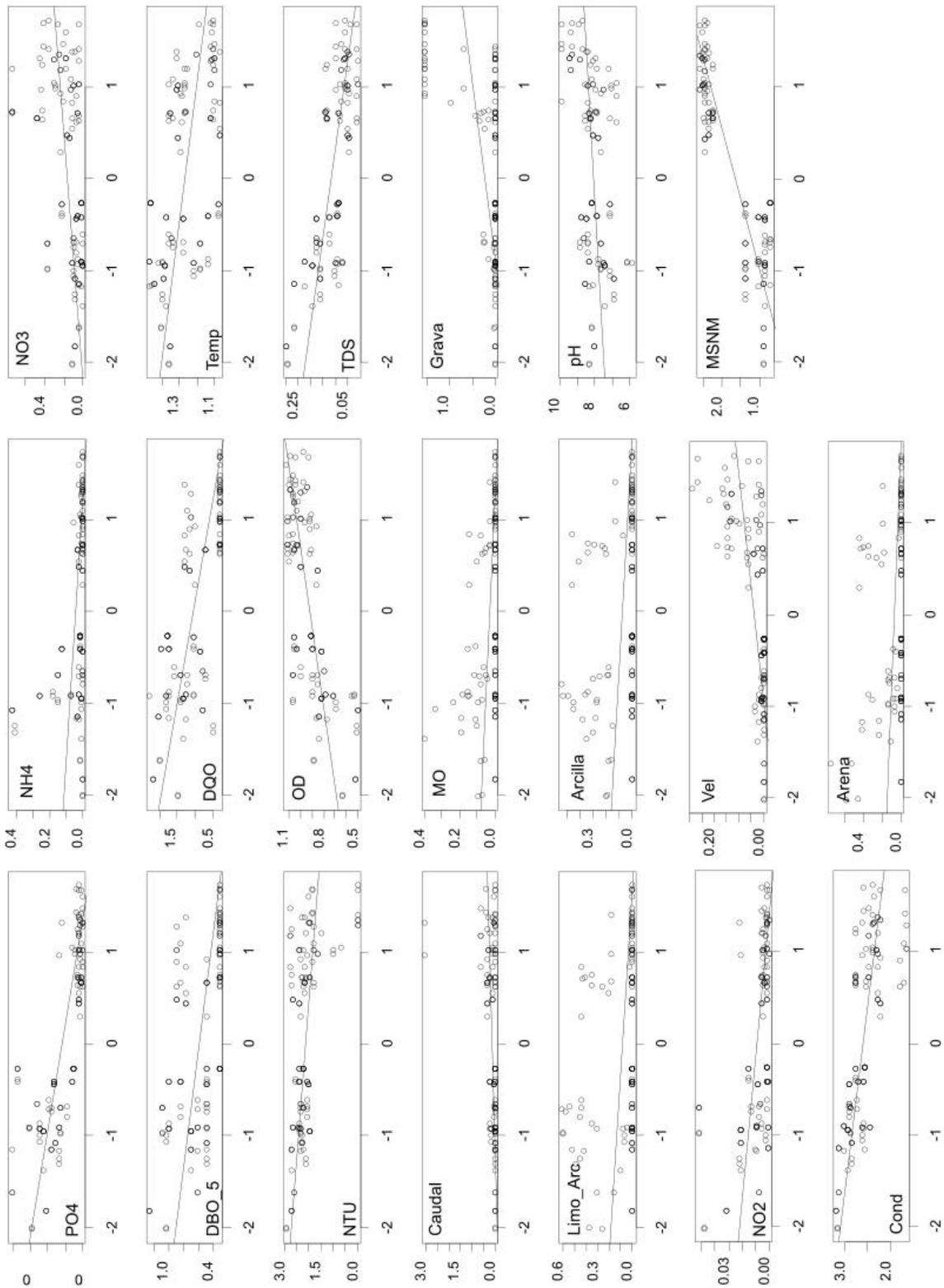
N°	Taxa (cont)
157	<i>Paralauterborniella</i>
158	<i>Paratrichocladus</i>
159	<i>Podonomopsis</i>
160	<i>Pentaneura</i>
161	<i>Polypedium</i>
162	<i>Procladius</i>
163	<i>Pseudosmittia</i>
164	<i>Rheotanytarsus</i>
165	<i>Tanypus</i>
166	<i>Thienemanniella</i>
167	<i>Tanytarsus</i>
168	<i>Aedes</i>
169	<i>Anopheles</i>
170	<i>Culex</i>
171	Athericidae
172	<i>Atrichopogon</i>
173	Ceratopogonidae
174	Dolichopodidae
175	Drosophilidae
176	<i>Drosophilidae_pu</i>
177	<i>Drosophilidae_g2</i>
178	<i>Drosophilidae_g2_pu</i>
179	Empididea
180	Ephyridae
181	Ephyridae_p
182	Muscoideo
183	Muscidae
184	Phoridae
185	Psychodidae
186	Rhagionidae

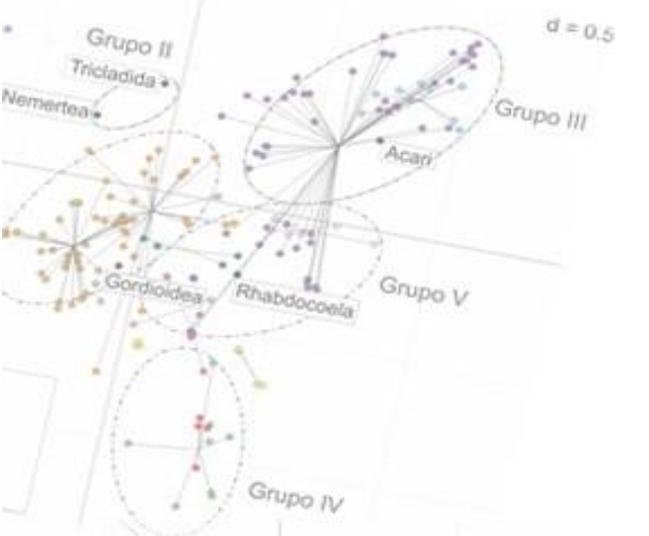
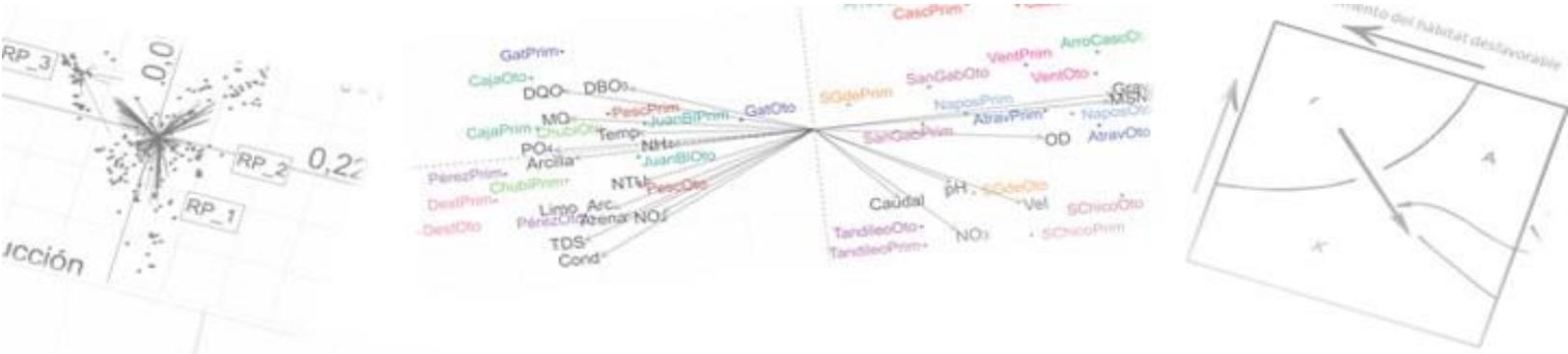
N°	Taxa (cont)
187	Scatopsidae
188	Sciomyzidae
189	<i>Simulium (p+la)</i>
190	Stratiomidae
191	Syrphidae
192	Tabanidae
193	Tipulidae
194	<i>Hydroptila</i>
195	<i>Nectopsyche</i>
196	<i>Triaenodes</i>
197	<i>Smicridea</i>
198	<i>Oxyethira</i>
199	<i>Argyrectis</i>
200	<i>Samea_multipicalis</i>
201	<i>Synclita</i>
202	<i>Petrophila</i>
203	<i>Hydrachna</i>
204	<i>Diplodon</i>
205	<i>Eupera</i>
206	<i>Pisidium</i>
207	<i>Musculium</i>
208	<i>Pomacea canaliculata</i>
209	<i>Heleobia</i>
210	<i>Chilina</i>
211	<i>Biomphalaria</i>
212	<i>Drepanotrema</i>
213	<i>Hebetancylus</i>
214	<i>Uncancylus</i>
215	<i>Physa</i>

Anexo 7: Puntaje del primer y segundo eje del RLQ de las variables ambientales en el análisis RLQ de datos Biológicos (RLQ) y Ecológicos (RLQ').

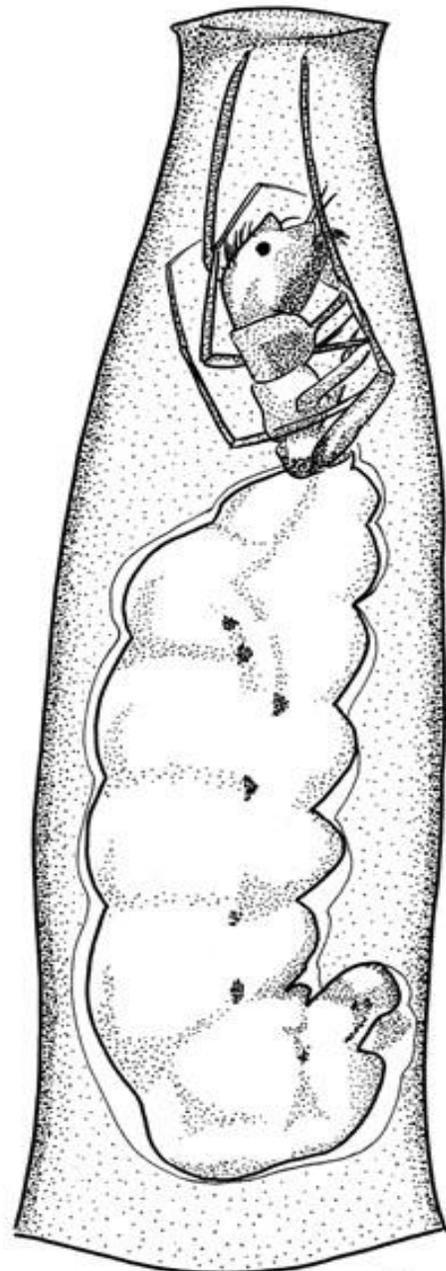
	Puntaje RLQ		Puntaje RLQ'	
	<i>F1</i>	<i>F2</i>	<i>F1</i>	<i>F2</i>
PO4	-0,335	0,000	-0,325	-0,147
NH4	-0,239	0,263	-0,147	-0,427
NO3	0,122	0,155	0,172	-0,200
NO2	-0,225	0,029	-0,201	-0,221
DBO_5	-0,232	0,036	-0,221	-0,061
DQO	-0,232	-0,197	-0,298	0,126
Temp	-0,081	-0,340	-0,181	0,319
Cond	-0,260	-0,245	-0,323	0,115
NTU	-0,216	-0,045	-0,198	0,043
OD	0,227	0,007	0,280	0,101
TDS	-0,219	-0,303	-0,031	0,215
Vel	0,227	0,268	0,248	-0,122
Caudal	0,089	0,150	0,119	-0,103
MO	-0,257	0,366	-0,118	-0,344
Grava	0,175	0,179	0,205	-0,046
Arena	-0,158	0,187	-0,074	-0,142
Limo-Arcilla	-0,223	0,347	-0,088	-0,242
Arcilla	-0,238	0,370	-0,083	-0,310
pH	0,196	-0,131	0,116	0,423
MSNM	0,333	0,162	0,388	-0,127

Anexo 9: Relación de las variables ambientales con el primer eje del análisis RLQ.





Bibliografía



MR.

Oxyethira sp.

9. Bibliografía

- Abel, P. (1989) *Water pollution biology*. Ellis Horwood, Chichester, United Kingdom. 387 pp.
- Allan, J.D. (2004) *Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems*. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35: 257-284.
- Allan, J.D. & M. M. Castillo (2007) *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Springer, Netherlands. 436 pp.
- Ambrosio, E.S.; A.C. Ferreira & A. Rodrigues Capítulo (2014) The potential use of *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901) (Crustacea, Tanaidacea) as a biological indicator of water quality in a temperate estuary of South America. *Limnetica*, 33 (1): 139-152.
- APHA, American Public Health Association (1998) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Ed. 20th, Washington DC. 1325 pp.
- AQEM (2002) "Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0"
- Archambault, V.; P. Usseglio-Polatera; J. Garric; J.G. Wasson & M. Babut (2010) Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 55: 1430–1446.
- Arias, M. (2019) Efecto del uso de fertilizantes y pesticidas sobre organismos acuáticos en arroyos de la zona hortícola de La Plata. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. 147pp.
- Armendáriz, L. (2008). Ciclo de vida de *Dero (aulophorus) costatus* Marcus, 1944 (Tubificidae, Oligochaeta) en un cuerpo de agua con vegetación flotante en los talas, Argentina. *Gayana (Concepción)*. 72. doi: 10.4067/S0717-65382008000100004.
- Armitage, P.D.; D. Moss; J.F. Wright & M.T. Furse (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: 333–347. doi: 10.1016/0043-1354(83)90188-4.

Barbour, M.T.; J.B. Stribling & P.F.M. Verdonschot (2006) The Multihabitat Approach of USEPA's Rapid Bioassessment Protocols: Benthic Macroinvertebrates. *Limnetica*, 25 (3): 839-850.

Barbour, M.T.; J. Gerritsen; B.D. Snyder & J.B. Stribling (1999) Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Washington, D.C.: Environmental Protection Agency, Office of Water.

Barnes, J.B.; I.P. Vaughan & S.J. Ormerod (2013) Reappraising the effects of habitat structure on river macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 58: 2154–2167.

Benjamini, Y & Y. Hochberg (1995) Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal Royal Statistical Society B*, 57: 289–300.

Benzécri, J.P. (1977) El análisis de correspondencias. *Cahiers de l'analyse des données*, 2 (2): 125-142.

Berger, E.; P. Haase; R.B. Schäfer & A. Sundermann (2018) Towards stressor-specific macroinvertebrate indices: Which traits and taxonomic groups are associated with vulnerable and tolerant taxa? *Science of the Total Environment*, 619-620: 144-154. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.022.

Bilenca, D. & F. Miñarro (comps.) (2004) Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.

Birk, S.; W. Bonne; A. Borja; S. Brucet; A. Courrat; S. Poikane; A. Solimini; W. van de Bund; N. Zampoukas & D. Hering (2012) Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18:31-41. doi:10.1016/j.ecolind.2011.10.009.

Bis, B.; A. Zdanowicz & M. Zalewski (2000) Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiologia* 422: 369-387.

Block, W. (1980) Survival strategies in polar terrestrial arthropods. *Biol. J. Linn. Soc.*, 14: 29-38.

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

Bonada, N.; S. Dolédec & B. Statzner (2007-b) Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, 13: 1658-1671.

Bornette, G. & C. Amoros (1991) Aquatic vegetation and hydrology of a braided river floodplain. *Journal of Vegetation Science*, 2: 497-512.

Brinkhurst, R.O. & M.R. Marchese (1992) Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica. Santo Tomé, Asociación de Ciencias Naturales del Litoral. Colección Climax No. 6.

Brown, B.L. (2003) Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters*, 6: 316-325.

Cabello, C.B. & E. Hervás Ramírez (2001) Manuales de salud ambiental; 3. Manual divulgativo Contaminación de las aguas por nitratos y efectos sobre la salud. Sevilla-Consejería de Salud. ISBN: 84-8486-005-1. Páginas: 87.

Cabrera, A. & A. Willink (1980) Biogeografía de América Latina. OEA, Versión Corregida, Secretaría General de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington DC. Serie Biología, Monog. No 13.

Caicedo, O. & J. Palacio (1998) Los macroinvertebrados béntonicos y la contaminación orgánica en la quebrada La Mosca (Guarne, Antioquia). *Revista Actualidades Biológicas*, 20(69): 61-73.

Cairns, Jr.J. & J.R. Pratt (1993) A History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates, D. M. Rosenberg and V. H. Resh, eds. Chapman & Hall, NY.

Carlisle, D.M.; M.R. Meador; H. Moulton & P.M. Ruhl (2007) Estimation and application of indicator values for common macroinvertebrate genera and families of United States. *Ecological Indicators*, 7: 22-33. doi: 10.1016/j.ecolind.2005.09.005.

Carter, J.L.; V.H. Resh & M.J. Hannaford (2017) Chapter 38 - Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality, Editor(s): G.A. Lamberti, F.R. Hauer, *Methods in Stream Ecology* (Third Edition). 293-318 pp. doi: 10.1016/B978-0-12-813047-6.00016-4.

Çelik, K. (2002) Community Structure of Macrobenthos of a Southeast Texas Sand-Pit Lake Related to Water Temperature, pH and Dissolved Oxygen Concentration. *Turkish Journal of Zoology*, 26: 333-339.

Cellone, F.; L. Tosi & E. Carol (2018) Estimating the freshwater-lens reserve in the coastal plain of the middle Río de la Plata Estuary (Argentina). *Science of the Total Environment*, 630: 357-366.

Chará, J. (2004) *Manual de evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas*. 2 ed. Cali, CO, Fundación CIPAV. 72 pp.

Chará, J.; G. Pedraza; L.P. Giraldo & D. Hincapié (2007) Efecto de corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia. *Agroforestería de las Américas*, 45: 72-78.

Charvet, S.; A. Kosmala & B. Statzner (1998) Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv fur Hydrobiologie*, 142: 415-432.

Chave, J. (2004) Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters*, 7: 241-253.

Chevenet, F.; S. Dolédec & D. Chessel (1994) A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, 31, 295-309.

CITAB. 2011. Minería de la provincia de Buenos Aires. Mapa minero de la Dirección de Recursos Geológicos y Mineros-2004. Centro de Investigaciones Territoriales y Ambientales Bonaerenses. Disponible en <http://www.bapro.com.ar/citab/Cartografia.htm>

Clarke, K.R. & R.M. Warwick (2001) *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation* (2nd ed.), PRIMER-E Press, Plymouth

Clarke, K.R. & R.N. Gorley (2006) *PRIMER v.6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, U.K.

Collen, B.; F. Whitton; E.E. Dyer; J.E.M. Baillie; N. Cumberlidge; W.R.T. Darwall; C. Pollock; N.I. Richman; A.M. Soulsby & M. Böhm (2014) Global patterns of freshwater species diversity, threat

and endemism. *Global ecology and biogeography: a journal of macroecology*, 23(1), 40–51. doi: 10.1111/geb.12096.

Collier, K.J. (2008) Temporal patterns in the stability, persistence and condition of stream macroinvertebrate communities: relationships with catchment land-use and regional climate. *Freshwater Biology*, 53: 603-616.

Cortelezzi, A. (2009) Tesis Doctoral: “Hábitat funcionales y macroinvertebrados en cauces modificados de arroyos de llanura: impacto sobre la calidad ecológica”. Director: Dr. Alberto Rodrigues Capítulo. Codirectora: Dr. Nora Gómez. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.

Council of the European Communities (2000) Directive of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy (2000/60/EC). *Official Journal of the European Communities*, 43: 1–73.

Cummins, K.W. (1973) Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review in Entomology*, 18: 183-206.

Cummins, K.W. & M.J. Klug (1979) Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review in Ecology and Systematics*, 10: 147-172.

Cundari, T.R.; C. Sârbu & H.F. Pop (2002) Robust fuzzy principal component analysis (FPCA). A comparative study concerning interaction of carbon-hydrogen bonds with molybdenum-oxo bonds. *Journal of Chemical Information and Computer Sciences*, 42: 1363–1369.

Di Giacomo, A.G. (2007) Conservación de aves en la provincia de Buenos Aires. En: Di Giacomo, A.S., M.V. De Francesco y E.G. Coconier (eds.). 2007. Áreas importantes para la conservación de las aves en la Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad: 31-35. *Temas de Naturaleza y Conservación 5*. CD-ROM. Edición Revisada y Corregida. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires: 30-67.

Diaz, A.M.; M.L. Suarez Alonso & M.R. Vidal-Abarca Gutierrez (2008) Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients. *Freshwater Biology*, 53:1-21.

Dolédéc, S. (2009) IMAR Trait Course Coimbra. Université Claude Bernard Lyon 1. Francia.

Dolédec, S.; D. Chessel; C.F.J. ter Braak & S. Champely (1996) Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3: 143-166.

Dolédec, S.; B. Statzner & M. Bournard (1999) Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42: 737-758.

Dolédec, S.; P. Bgaire; M. Scarsbrook; R.H. Riley & C.R. Townsend (2006) Comparison of structural and functional approaches to determining land use effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 25 (1): 44-60.

Dolédec, S. & B. Statzner (2008) Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology*, 53: 617-634.

Domínguez, E. & H.R. Fernández (1998) Calidad de los ríos de la Cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza. No. 12. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 40 pp.

Domínguez, E.; M.D. Hubbard; M.L. Pescador & C. Molineri (2001) Ephemeroptera (Capítulo1). En Fernández H.R. & Domínguez, E. (Eds). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Ed. Univ. de Tucumán, San Miguel de Tucumán, Argentina, 282 pp.

Domínguez, E. & H. R. Fernández (Eds.) (2009) Macroinvertebrados bentónicos. Sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo. Tucumán-Argentina. 654 pp.

Domínguez, E.; C. Molineri & C. Nieto (2009) Capítulo 3: Ephemeroptera. En Macroinvertebrados bentónicos. Sudamericanos. Sistemática y biología. Domínguez E. & H. R. Fernández (Eds.) Fundación Miguel Lillo. Tucumán-Argentina. Pp: 55-93.

Dray, S.; N. Pettorelli & D. Chessel (2002) Matching data sets from two different spatial samplings. *Journal of Vegetation Science*, 13: 867–874.

Dray, S.; P. Choler; S. Dolédec; P.R. Peres-Neto, W. Thuiller; S. Pavoine & C.J.F ter Braak (2014) Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology*, 95: 14–21.

Dray, S. & P. Legendre (2008) Testing the species traits–environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology* 89:3400–3412.

Elosegi, A. & S. Sabater (Eds.) (2009) *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Rubes Editorial, España. 466 pp.

Erséus, C.; I. Envallb; P. De Witd & L.M. Gustavssonc (2017) Molecular data reveal a tropical freshwater origin of Naidinae (Annelida, Clitellata, Naididae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 115: 115-127.

Extence, C.A. & A.J.D. Ferguson (1989) Aquatic invertebrate surveys as a water quality management tool in the Anglian Water region. *Regulated Rivers: Research and Management*, 4: 139-146. doi: 10.1002/rrr.3450040206.

Faith, D.P. & R.H. Norris (1989) Correlation of environmental variables with patterns of distribution and abundance of common and rare freshwater macroinvertebrates. *Biological Conservation*, 50: 77-98.

Fauth, J.E.; J. Bernardo; M. Camara; W.J. Resetarits; J. Van Buskirk & S.A. McCollum (1996) Simplifying the jargon of community ecology: A conceptual approach. *American Naturalist* 147(2), 282-286.

Feijoó, C.; L. Rigacci & S. Doyle (2005) Ecological regionalization of pampean streams in Argentina, *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 29: 748-753. doi: 10.1080/03680770.2005.11902778

Feld, C.K. & Hering D. (2007) Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology*, 52: 1380-1399.

Feld, C.K.; P. Martins da Silva; P. Sousa; F. de Bello; R. Bugter; U. Grandin; D. Hering; S. Lavorel, O. Mountford; I. Pardo; M. Pärtel; J. Römbke; L. Sandin; K.J. Bruce & P. Harrison (2009) Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*, 118: 1862-1871.

Feld, C.; F. De Bello & S. Dolédec. (2014) Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 59: 233-248.

Fernández, L & J. A. Schnack (1977) Estudio preliminar de la meiofauna bentónica en tramos poluídos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires). *Ecosur*, 8: 103-115.

Fernández, F.J. (2002) El uso del análisis de correspondencia simple (ACS) como ayuda en la interpretación del dato en arqueología. Un caso de estudio. *Boletín Antropológico*, 20 (55): 687-713.

Ferreira, A.C. (2015) Tesis Doctoral: "Respuestas poblacionales de macroinvertebrados a distintas calidades de agua de cuerpos lóticos de la llanura pampeana". Director: Dr. Alberto Rodrigues Capítulo. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.

Ferreira, A.C.; E.S. Ambrosio & A. Rodrigues Capítulo (2015) Population ecology of *Sinelobus stanfordi* (Crustacea: Tanaidacea) in a temperate southern microtidal estuary. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 49 (4): 462-471. doi: 10.1080/00288330.2015.1089914.

Ferreiro, N.; C. Feijoo; A. Giorgi & J. Rosso (2014) Macroinvertebrates select complex macrophytes independently of their body size and fish predation risk in a Pampean stream. *Hydrobiologia*, 740 (1): 191-205.

Figuroa, R.; C. Valdovinos; E. Araya & O. Parra (2003) Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 76 (2): 275-285.

Folk, R.L. (1974) *Petrology of sedimentary rocks*. Hemphill Pub. Co., Austin, Texas.

Forbes, S.A. (1887) The lake as a microcosm. *Bulletin of the Peoria Scientific Association*, 77-87.

Fossati, O.; J.G. Wasson; C. Hery; G. Salinas & R. Marin (2001) Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrate communities in clear water Andean streams (Bolivia). *Archiv für Hydrobiologie - Hauptbände* 151 (1): 33-50. doi: 10.1127/archivhydrobiol/151/2001/33.

Fossati, O.; P. Dumas; V. Archambault; H. Fernández; G. Rocabado; J.G. Wasson & P. Usseglio-Polatera (2003) Deriving life traits from habitat characteristics: An initial application for neotropical invertebrates. *Journal de Recherche Océano-graphique*, 28:158-162.

Fox, A.M. (1992) Macrophytes. In Calow, P. & G.E. Petts (eds), *The Rivers Handbook Hydrological and Ecological Principles*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 216-233.

Frengüelli, J. (1956) Rasgos generales de la hidrografía de la provincia de Buenos Aires. En *Publ. L.E.M.I.T. (La Plata)*, 2 (62): 1-19.

Frissell, C.A.; W.J. Liss; C.E. Warren & M.D. Hurley (1986) A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10: 199-214.

Fucks, E. & C.M. Deschamps (2008) Depósitos continentales Cuaternarios en el Noreste de la provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 63 (3): 326-343.

García, M.E.; A. Rodrigues Capítulo & L. Ferrari (2009) El ensamble de invertebrados y la calidad del agua: indicadores taxonómicos y funcionales en arroyos pampeanos. *Biología Acuática*, 26: 109-120.

García-Criado, F. & M. Fernández-Alaez (1995) Aquatic Coleoptera (Hydraenidae and Elmidae) as indicators of the chemical characteristics of water in the Orbigo River basin (N-WSpain). *Annales de Limnologie- International Journal of Limnology*, 31 (3): 185-199. doi: 10.1051/limn/1995017.

García-Criado, F. & M. Fernández-Alaez (2001) Hydraenidae and Elmidae assemblages (Coleoptera) from a Spanish river basin: good indicators of coal mining pollution? *Archiv für Hydrobiologie – Hauptbände*, 150 (4): 641 - 660. doi: 10.1127/archiv-hydrobiol/150/2001/641.

Gaspari, F.J. (2007) Plan de ordenamiento territorial en cuencas serranas degradadas utilizando sistemas de información geográfica (S.I.G.). Tesis de Maestría Conservación y Gestión del Medio Natural. Integración de Sistemas Naturales y Humano. Universidad Internacional de Andalucía sede iberoamericana Santa María de la Rábida.

Gaufin, A.R. & C.M. Tarzwell (1956) Aquatic macroinvertebrate communities as indicators of organic pollution in Lytle Creek. *Sewage and industrial Wastes*, 28(7): 906-924.

Gayrauds, S.; B. Statzner; P. Bady; A. Haybachp; F. Scholl; P. Usseglio-Polatera & M. Bacchi (2003) Invertebrate traits for the biomonitoring of largem European rivers: an initial assessment of alternative Metrics. *Freshwater Biology*, 48: 2045-2064.

Giorgi, A; C. Feijoó & G. Tell (2005) Primary producers in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1699-1718.

Glasby, C.J. & T. Timm (2008) Global diversity of polychaetes (Polychaeta; Annelida) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 107-115.

Glesener, R.R., & D. Tilman (1978) Sexuality and the components of environmental uncertainty: clues from geographic parthenogenesis in terrestrial animals. *The American Naturalist*, 112:659-67.

Gluzman de Pascar, C. (1987) Aquatic Oligochaeta in some tributaries of the Río de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Hydrobiologia*, 144: 125 -130.

Gómez, N. & A. Rodríguez Capítulo (2001) Los bioindicadores y la salud de los ríos. En: Gaviño Novillo M. (Ed) *Indicadores Ambientales 2000 Actas del V Seminario Internacional Ingeniería y Ambiente*. Gestión Ambiental N° 3: 109-118.

Gómez, N.; M. Licursi; D.E. Bauer; E.S. Ambrosio & A. Rodríguez Capítulo (2012) Assessment of Biotic Integrity of the Coastal Freshwater Tidal Zone of a Temperate Estuary of South America through Multiple Indicators. *Estuaries and Coasts*, 35: 1328–1339.

Gómez, R.; I. Hurtado; M.L. Suárez & M.R. Vidal-Abarca (2005) Ramblas in Southeast Spain: threatened and valuable ecosystems *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 387-402.

Gordon, N.D.; T.A. McMahon & B.L. Finlayson (1994) *Stream hydrology, an introduction for ecologists*. New York: Wiley.

Greenslade, P.J.M. (1983) Adversity selection and the habitat templet. *The American Naturalist*, 122: 352- 365.

Greenslade, P.J.M. (1972) Distribution patterns of *Priochirus species* (Coleoptera: Staphylinidae) in the Solomon Islands. *Evolution*, 26:130-142.

Grime, J.P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, Chichester.

Harding, J.S.; Benfield E.F.; Bolstad P.V.; Helfman G.S. & Jones E.B.D. (1998) Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 95: 14843–14847.

Haro, R.J. & M.J. Wiley (1992) Secondary consumers and the thermal equilibrium hypothesis: insights from Michigan spring brooks. *Proceedings of the First International Conference on Ground Water Ecology, Tampa, Florida, 26– 29 April, 1992* (eds J.A. Stanford and J.J. Simons), pp. 179–188. American Water Resources Association, Bethesda, MD.

Heino, J.; P. Louhi & T. Muotka (2004) Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. *Freshwater Biology*, 49: 1230–1239. doi:10.1111/j.1365-2427.2004.01259.x.

Herrmann, J. (1999) Freshwater biodiversity and Ecosystem functions; ideas and the case River Eman. In: Friberg N. & Carl J.D (Eds), *Biodiversity in Benthic Ecology*. Proc. Nordic Benthological Meeting, Silkeborg, Denmark. Tech. report, 266: 14.

Hinchey, E.K.; L.C. Schaffner; C.C Hoar; B.W. Vogt & L.P. Batte (2006) Responses of estuarine benthic invertebrates to sediment burial: the importance of mobility and adaptation. *Hydrobiologia*, 556: 85-98.

Hooper, D.U.; F.S. Chapin; J.J. Ewel; A. Hector; P. Inchausti; S. Lavorel; J.H. Lawton; D.M. Lodge; M. Loreau; S. Naeem; B. Schmid; H. Setälä; A.J. Symstad; J. Vandermeer & D.A. Wardle (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75: 3-35.

Hotelling, H. (1933) Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of Educational Psychology*, 24: 417-441. doi: 10.1037/h0071325.

Hutchinson, G.E. (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22:415-427.

Hynes, H.B.N. (1970) The ecology of stream insects. *Annual Review of Entomology*. 15: 25-42.

Ihaka, R. & R. Gentleman (1996) R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5: 299-314.

ISO 7828 (1985) Water quality – methods of biological sampling- guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates. Secondary Title.

Iturburu, F.G.; G. Calderon; M.V. Amé & M.L. Menone (2019) Ecological Risk Assessment (ERA) of pesticides from freshwater ecosystems in Pampas region of Argentina: Legacy and current use chemicals contribution. *Science of The Total Environment*. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.07.044

Jennings, S.; J.K. Pinnegar; N.V.C. Polunin & T.W. Boon (2001) Weak cross-species relationships between body size and trophic level belie powerful size-based trophic structuring in fish communities. *Journal of Animal Ecology*, 70: 934-944.

Kandus, P. (1997) Análisis de patrones de vegetación a escala regional en el Bajo Delta del Río Paraná (Argentina). Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Karr, J.R. & Chu E.W. (1999) *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press, Washington, DC.

Kazanci, N. & S. Girgin (1998) Distribution of oligochaeta species as bioindicators of organic pollution in Ankara stream and their use in biomonitoring. *Journal of Zoology*, 2: 83-87.

Korfiatis, K. & G. Stamou (1999) Habitat Templates and the Changing Worldview of Ecology. *Biology & Philosophy*, 14: 375-393. doi: 10.1023/A:1006543127454

Korte, T.; A.B.M. Baki; T. Ofenbock; O. Moog; S. Sharma & D. Hering (2010) Assessing river ecological quality using benthic macroinvertebrates in the Hindu Kush-Himalayan region. *Hydrobiologia*, 651: 59-76.

Ladle, M. (1971) *The biology of oligochaeta from dorset chalk streams*. Freshwater Biological Association River Laboratory, Wareham, Dorset, England., 22pp.

Lamouroux, N.; Dolédec S. & S. Gayraud (2004) Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society*, 23, 449-466.

Legendre, P.; R. Galzin & M.L. Harmelin-Vivien (1997) Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology*, 78(2): 547-562.

Lemly, D.A. (1982) Modification of benthic insect communities in polluted streams: Combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia*, 87: 229-245.

Lepš, J.; F. de Bello; S. Lavore & S. Berman (2006) Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia*, 78: 481-501.

Liess, M. & P.C. von der Ohe (2005) Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (4): 954-965.

Lopretto, E.C., & G. Tell (1995) Ecosistemas de aguas continentales, Metodología para su estudio. Editorial: La Plata: Sur, Argentina, 1401 pp.

Loydi, A. & R.A. Distel (2010) Intensidad de pastoreo y riqueza florística. Diversidad florística bajo diferentes intensidades de pastoreo por grandes herbívoros en pastizales serranos del Sistema de Ventania, Buenos Aires. Asociación Argentina de Ecología. *Ecología Austral*, 20: 281-291.

Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds (1988) *Statistical Ecology: A Primer on Methods and Computing*. Wiley-Interscience Pub., New York. 44 pp.

Lytle, D.A. & N.L. Poff (2004) Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 94-100.

MacArthur, R.H. & E.O. Wilson (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.

Malvárez, A.I. (1997) Las comunidades vegetales del Delta del río Paraná. Su relación con factores ambientales y patrones de paisaje. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Argentina.

Mandaville, S.M. (2002) *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols*.

Marchant, E.W. (1988) Methodological problems associated with the use of the Delphi technique — some comments. *Fire Technology*, 24(1): 59–62. doi: 10.1007/BF01039641.

Marrochi, M.N. (2018) Impacto de agroquímicos sobre los ensambles de macroinvertebrados en arroyos rurales. Tesis Doctoral. Director: Dr. Bonetto, Carlos Director: Dr. Mugni, Hernán. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. 150 pp.

Matteucci, S.D. (2012) Cap 13: Ecorregión Pampa. Ecorregiones y complejos ecosistémicos Argentinos. 1era ed. Buenos Aires: 441-500.

Matteucci, S.D. & J. Morello (2009) Environmental consequences of exurban expansion in an agricultural area: the case of the argentinian pampas ecoregion. *Urban Ecosystems*, 12: 287-310.

Matteucci, S.D. & M. Falcón (2012) Efectos de la urbanización sobre la biodiversidad. En: Fundación de Historia Natural Félix de Azara (ed.) *Los paisajes perdidos de Buenos Aires*: 272-291.

Mauad, M.; A. Siri; F. Montes de Oca & M. Donato (2017) Effects of volcanic ash on assemblage patterns and biological traits of Chironomidae in a north Andean Patagonian stream, Argentina. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 53: 67-77. doi: 10.1051/limn/2016032.

McLellan, R.; L. Iyengar; B. Jeffries & N. Oerlemans (Eds.) (2014) *Living Planet Report 2014: Species and Spaces, People and Places*. WWF, Gland, Switzerland.

Mellado-Díaz, A.; M.L. Suárez Alonso & M.R. Vidal-Abarca Gutiérrez (2008) Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients. *Freshwater Biology*, 53:1-21.

Merritt, R.W.; K.W. Cummins & M.B. Berg (2008) *An introduction to the aquatic insects of North America* (4th ed). Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.

Minshall, G.W. (1988) Stream ecosystem theory: a global perspective. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 263-288.

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

Montalto, L. & M. Marchese (2005) Cyst formation in tubificidae (naidinae) and opisthocystidae (annelidae, oligochaeta) as an adaptive strategy for drought tolerance in fluvial wetlands of the Paraná river, Argentina. *Wetlands*, 488-494.

Morello, J. & S.D. Matteucci (1997) El modelo agrícola del Núcleo Maicero como sistema complejo. En: J. Morello y O.T. Solbrig (comps.) *La Pampa Ondulada: granero del mundo hasta cuando?* Orientación Gráfica Editora, SRL, Buenos Aires: 201-231.

Mouchet, M.A.; S. Villéger; N.W.H. Mason & D. Mouillot (2010) Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24: 867- 876.

Moyle, P.B. & R.A. Leidy (1992) Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas. In Fiedler, P. L. & S. K. Jain (eds), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation, and Management*. Chapman and Hall, New York.

Murphy, J.F.; J.I. Jones; A. Arnold; C.P. Duerdoth; J.L. Pretty; P.S. Naden; D.A. Sear & A.L. Collins (2017) Can macroinvertebrate biological traits indicate fine-grained sediment conditions in streams? *River Research and Applications*, 33: 1606– 1617. doi: 10.1002/rra.3194.

Newbury, R.W. (1984) Hydrologic determinants of aquatic insect habitats. Pp: 323-357 en V.H. Resh & D.M. Rosenberg, eds. *The ecology of aquatic insects*. Praeger, New York, New York, USA.

Norris, R.H. & C.P. Hawkins (2000) Monitoring river health. *Hydrobiologia*, 435: 5-17.

Opinion 2167, ICZN (2007) *Bulletin of Zoological Nomenclature*.

Pallottini, M.; D. Cappelletti; A. Fabrizi; E. Gaino; E. Goretti; R. Selvaggi & R. Céréghino (2017) Macroinvertebrate Functional Trait Responses to Chemical Pollution in Agricultural–Industrial Landscapes. *River Research and Applications*, 33: 505- 513. doi: 10.1002/rra.3101.

Pearson, K. (1901) On lines and planes of closest fit to systems of points in space. *Philosophical Magazine*, 2: 559- 572.

Pereyra, F.X. (2004) Geología urbana del área metropolitana bonaerense y su influencia en la problemática ambiental. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 59(3): 394-410.

Perkins J.L. (1983) Bioassay evolution of diversity and community comparison indexes. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, 55(5): 522-530.

Péru, N. & Dolédec S. (2010) From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: a case study using stream macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators*, 10: 1025–1036.

Petchey, O.L. & K.J. Gaston (2006) Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5: 402- 411.

Piechocki, A. (1989) The Sphaeriidae of Poland (Bivalvia, Eulamellibranchia). *Annales Zoologici*, 42: 249–320.

Pielou, E.C. (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13:31-144

Pilière, A.F.H.; W.C.E.P. Verberk; M. Gräwe; A.M. Breure; S.D. Dyer; I. Posthuma; D. De zwart; M.A.J. Huijbregts & A.M. Schipper (2016) On the importance of trait interrelationships for understanding environmental responses of stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 61: 181–194. doi:10.1111/fwb.12690

Piló, D.; R. Ben-Hamadou; F. Pereira; A. Carrico; P. Pereira; A. Corzo; M.B. Gaspar & S. Carvalho (2016) How functional traits of estuarine macrobenthic assemblages respond to metal contamination? *Ecological Indicators*, 71: 645-659.

Pizarro, J.B. (1997) Cambios en el uso de la tierra y en la organización social de la producción. Sus consecuencias socioeconómicas y ambientales. En: J. Morello y O.T. Solbrig (comps.). *La Pampa Ondulada: granero del mundo hasta cuando?* Orientación Gráfica Editora, SRL, Buenos Aires. 113-133 pp.

Pla, L.; F. Casanoves & J. Di Rienzo (2012) *Quantifying Functional Biodiversity*. Venezuela: Springer. 96 pp.

Poff, N.L. (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 391–409.

Poff, N.L. & J.V. Ward (1990) Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management*, 14: 629-645.

Poff, N.L. & J.D. Allan (1995) Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrologic variability. *Ecology*, 76: 606- 627.

Poff, N.; J. Olden; N. Vieira; D. Finn; M. Simmons & B. Kondratieff (2006) Functional Trait Niches of North American Lotic Insects: Traits-Based Ecological Applications in Light of Phylogenetic Relationships. *Journal of The North American Benthological Society*, 25: 730-755. doi: 10.1899/0887-3593.

Pontasch, K.W & M.A. Brusven (1988) Diversity and community comparison indices: assessing macroinvertebrates recovery following a gasoline spill. *Water Research Journal*, 5 (22): 619-626.

Porzio, L.; M.C. Buia & J.M. Hall-Spencer (2011) Effects of ocean acidification on macroalgal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400(1-2): 278-287.

Power, M.E.; R.J. Stout; C.E. Cushing; P.P. Harper; F.R. Hauer; W.J. Matthews; P.B. Moyle B. Statzner & I.R. Wais de Badgen (1988) Biotic and abiotic controls in river and stream communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 503-524.

Pringle, C.M.; Naiman R.J., Bretschko G., Karr J.R., Oswood M.W., Webster J.R., Welcomme R.L. & Winterbourn M.J. (1988) Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 503-524.

Quattrocchio, M.E.; A.M. Borronei; C.M. Deschamps; S.C. Grill & C.A. Zavala (2008) Landscape evolution and climate changes in the Late Pleistocene–Holocene, southern Pampa (Argentina): Evidence from palynology, mammals and sedimentology. *Quaternary International*, 181: 123-138.

R Development Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3- 900051-07-0.

Ramírez, A. & P.E. Gutiérrez-Fonseca (2014) Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista Biología Tropical*, 62: 155-167.

Ramírez, A. & P.E. Gutiérrez-Fonseca (2016) Sobre ensamblajes ecológicos - respuesta a Monge-Nájera. *Revista de Biología Tropical*, 64 (2): 817-819.

Rao R.C (1982) Diversity and Dissimilarity Coefficients: A Unified Approach. *Theoretical population biology*, 21: 24-43.

Reice, S.R. (1985) Experimental disturbance and the maintenance of species diversity in a stream community. *Oecologia*, 67: 90–97.

Reid, A.J.; A.K. Carlson; I.F. Creed; E.J. Eliason; P.A. Gell; P.T.J. Johnson; K.A. Kidd; T.J. MacCormack; J.D. Olden; S.J. Ormerod; J.P. Smol; W.W. Taylor; K. Tockner; J.C. Vermaire; D. Dudgeon & S.J. Cooke (2019) Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94: 849-873. doi: 10.1111/brv.12480.

Resh V.H.; A.G. Hildrew; B. Statzner & C.R. Townsend (1994) Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: a synthesis of long-term ecological research on the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 539-554.

Resh, V.H.; A.V. Brown; A.P. Covich; M.E. Gurtz; H.W. Li; G.W. Minshall; S.R. Reice; A.L. Sheldon; J.B. Wallace & R. Wissmar (1988) The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 433-455.

Reynaga M.C. (2010) Tesis Doctoral: "Los macroinvertebrados bentónicos de ríos subtropicales de montaña y la definición de sus rasgos biológicos". Directora: Dra. Odile Fossati; director: Dr. Hugo R. Fernández. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. Universidad Nacional de Tucumán.

Reynaga, M.C. & D. Dos Santos (2012) Rasgos biológicos de macroinvertebrados de ríos subtropicales: patrones de variación a lo largo de gradientes ambientales espacio-temporales. *Ecología Austral*, 22: 112-120.

Reynaga, M.C; C. Nieto; J.S. Rodríguez & A.E. Izquierdo (2020) Biological traits of macroinvertebrates from Puna peatbogs: Patterns along spatial environmental gradients. *Freshwater Science*, 39(1): 000–000. doi: 10.1086/707458.

Richards, C.; G.E. Host & J.W. Arthur (1993) Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshwater Biology*, 29: 285- 294.

Richards, C.; L.B. Johnson & G.H. Host (1996) Landscape scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 295- 311.

Richards, C.; R.J. Haro; L.B. Johnson & G.E. Host (1997) Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology*, 37: 219- 230.

Richoux, P. (1994) Theoretical hábitat templates, species traits, and species richness: Coleoptera in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 377-395.

Ringuelet, R. (1962) *Ecología Acuática Continental*. EUDEBA. Buenos Aires: 1-137.

Robert, P. & Y. Escoufier (1976) A unifying tool for linear multivariate statistical methods: the RV-coefficient. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)*, 25: 257-265.

Rodriguez Capítulo, A. (1999) Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 58 (1-2): 208-217.

Rodrigues Capítulo, A.; M. Tangorra & C. Ocon (2001) Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35 (2): 109-119.

Rodrigues Capítulo, A.; A.C. Paggi & C.S. Ocón (2002) Zoobenthic communities in relation to slope, substrate heterogeneity and urban disturbances in Pampean hill streams (Argentina). *SIL Proceedings, 1922-2010*, 28(3): 1267-1273. doi:10.1080/03680770.2001.11902660.

Rodríguez-Capítulo, A.; I. Muñoz; N. Bonada; A. Gaudes & S. Tomanova (2009) La biota de los ríos: los invertebrados. EN: *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Elozegi A. & S. Sabater (Eds). Rubes Editorial, España: 285-301 pp.

Rodrigues Capítulo, A.; N. Gómez; A. Giorgi & C. Feijoo (2010) Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia*, 657:53-70. doi: 10.1007/s10750-010-0319-3.

Rodrigues Capítulo, A.; L.C. Armendáriz; C.S. Ocon; L.E. Paz; P.D. Altieri; M. Rodriguez; B. Cortese; A.C. Ferreira; F. Spaccesi; A. Cortelezzi (2019) "Estado ecológico de los ambientes lóticos de la provincia de Buenos Aires (Ecorregión Pampas) basado en índices biológicos a partir de ensambles de macroinvertebrados." XVII Congresso Brasileiro de Limnologia & 2° Congresso Iberoamericano de Limnologia, Florianópolis, Santa Catarina.

Rodríguez, M.; L.C. Armendáriz & A. Rodrigues Capítulo (2017) A new genus and species of Ingolfiellidae (Crustacea, Ingolfiellida) from the hyporheic zone in the Sierra de la Ventana, and its biogeographic relevance. *Zootaxa*, 4290 (1): 099–112.

Rosell, P. & B. García Martínez (2008) Comportamiento hidrológico de la cuenca alta del arroyo Pigüé (Buenos aires, Argentina): balance hídrico (1964-2007). *Investigaciones Geográficas*, 47: 159-174.

Rosenberg, D.M. & V.H. Resh (1993) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, NY.

Ruaro, R.; É.A. Gubiani; A.M. Cunico; Y. Moretto & A.P. Pitágoras (2016) Comparison of fish and macroinvertebrates as bioindicators of Neotropical streams. *Environmental Monitoring Assessment*, 188: 45. doi: 10.1007/s10661-015-5046-9.

Russo, A.; R. Ferello & G. Chebli (1979) Geología y estratigrafía de la Llanura Chaco Pampeana. 2do. Simposio de Geología Regional Argentina, Academia Nacional de Ciencias-Córdoba, 1: 139-183.

Sala, J.M. (1973) Contribución al estudio geohidrológico del Noreste de la Provincia de Buenos Aires. Comité de Estudios de Aguas Subterráneas del Noreste (E.A.S.N.E.), Serie Técnica nº 24. Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires: 154 pp.

Sala, J.M.; E.E. Kruse; A. Rojo; P. Laurencena & L. Varela (1998) Condiciones hidrológicas en la Provincia de Buenos Aires y su problemática. Cátedra de Hidrología General, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP, Publicación Especial.

Salazar, R.H.; D. Luzzi & C. Lacoste (1996) Cuencas Hidricas Contaminación, evaluación de riesgo y saneamiento. Inst. Prov. Medio Ambiente Prov. Buenos Aires: 184 pp.

Sathicq, M.B.; M.M, Nicolosi Gelis & J. Cochero (2019) "OPTIMOS PRIME: An R package for autoecological (optima and tolerance range) data calculation". bioRxiv Preprint #654152; doi: 10.1101/654152.

Scarsbrook, M.R. & C.R. Townsend (1993) Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat templet study of two contrasting New Zealand streams. *Freshwater Biology*, 29: 395–410.

Schenkova, J.; O. Komarek & S. Zahradkova (2001) The plausibility of using oligochaeta to evaluate running waters in the Czech Republic. *Scripta Faculty of Science Natural- University Masaryk. Brun, Biology*, 27: 173-187.

Schmera, D.; J. Heino; J. Podani; T. Eros & S. Dolédec (2016) Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 787(1): 27- 44. doi:10.1007/s10750-016-2974-5.

Serra, S.R.Q.; M.A.S. Graça; S. Dolédec & M.J. Feio (2017) Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance. *Environmental Monitoring Assess*, 189 (7): 326. doi 10.1007/s10661-017-6027-y.

Shannon, C.E. (1948) A mathematical theory of communication, in *The Bell System Technical Journal*, 27 (3): 379-423. doi: 10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x.

Simpson, E.H. (1949) Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.

Southwood, T.R.E. (1977) Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology*, 46: 337-365.

Southwood, T.R.E.; R. May; M.P. Hassell & G. Conway (1974) 'Ecological Strategies and Population Parameters'. *American Naturalist*, 108: 791–804.

Sovell, L.; A. Vondracek; K. Frost & G. Mumford (2000) Impacts of rotational grazing and riparian buffers on physicochemical and biological characteristics of southeastern Minnesota, USA, streams. *Environmental Management*, 26 (6): 629- 641.

Statzner, B.; V.H. Resh & A.L. Roux (1994) The synthesis of long-term ecological research in the context of a research strategy for the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 253-263.

Statzner, B.; K. Hoppenhaus; M.-F. Arens & P. Richoux (1997) Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. *Freshwater Biology*, 38: 109-135. doi: 10.1046/j.1365-2427.1997.00195.x.

Statzner, B.; B. Bis; S. Dolédec & P. Usseglio-Polatera (2001) Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology*, 2: 73- 85.

Statzner, B.; S. Dolédec & B. Hugueny (2004) Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. *Ecography*, 27: 470- 488.

Statzner, B.; P. Bady; S. Dolédec & F. Schöll (2005) Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology*, 50, 2136- 2161.

Statzner, B.; N. Bonada & S. Dolédec (2007) Conservation of taxonomic and biological trait diversity of European stream macroinvertebrate communities: a case for a collective public database. *Biodiversity Conservation*, 16: 3609- 3632.

Statzner, B.; N. Bonada & S. Dolédec (2008) Biological attributes discriminating invasive from native European stream macroinvertebrates. *Biological Invasions*, 10: 517-530.

Statzner, B. & L.A. Bêche (2010) Can invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology*, 55 (1): 80–119.

Strayer, D.L. & D. Dudgeon (2010) Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29:344–358. doi: 10.1899/08-171.1.

Suren, A.M. (1994) Macroinvertebrate communities of streams in western Nepal: effects of altitude and land use. *Freshwater Biology*, 32: 323-336.

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M. & Usseglio-Polatera, P. (2010) *Invertébrés d'eau douce*, Nouvelle édition. Centre National de la Recherche Scientifique Press, Paris, France.

Tachet, H.; P. Richoux; M. Bournaud & P. Usseglio-Polatera (2002) *Invertébrés d'eau douce*. 2nd edición, París.

Tachet, H.; P. Usseglio-Polatera & C. Roux (1994) Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: Trichoptera in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 397-415.

ter Braak, C.J.F.; A. Cormont & S. Dray (2012) Improved testing of species traits– environment relationships in the fourth corner problem. *Ecology*, 93: 1525- 1526.

Thiebaut, M.L. & L.M. Dickie (1992) Models of aquatic biomass size spectra and the common structure of their solutions. *Journal of Theoretical Biology*, 159: 147- 161.

Thiebaut, M.L. & L.M. Dickie (1993) Structure of the body size spectrum of the biomass in aquatic ecosystems: a consequence of allometry in predator- prey interactions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 50: 1308–1317.

Thienemann, A. (1918) *Lebensgemeinschaft und Lebensraum*. *Naturwissenschaftliche Wochenschrift N. F.*, 17: 282- 290.

Thioulouse, J.; D. Chessel; S. Dolédec & J. M. Olivier (1997) ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, 7:75–83.

Thioulouse, J.; S. Dray; A.B. Dufour; A. Siberchicot; T. Jombart & S. Pavoine (2018) *Multivariate Analysis of Ecological Data with ade4*. Ed. Springer. 334 pp.

Tomanova, S. (2007) *Functional Aspect of Macroinvertebrate Communities in Tropical and Temperate Running Waters*. Ph.D. thesis. Faculty of Science, Masaryk University.

Tomanova, S. & P. Usseglio-Polatera (2007) Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology (Archiv für Hydrobiologie)*, 170: 243–255.

Tomanova, S.; N. Moya & T. Oberdorff (2008) Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Research and Applications*, 24 (9): 1230-1239.

Townsend, C.R. (1989) The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 36-50.

Townsend, C.R. & A.G. Hildrew (1994) Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31: 265-275.

Townsend, C.R.; C.J. Arbuttle; T.A. Crowl & M.R. Scarsbrook (1997-a) The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach. *Freshwater Biology*, 37: 177-191.

Townsend, C.R.; M.R. Scarsbrook & S. Dolédec (1997-b) Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 531-544.

Townsend, C.R.; S. Dolédec; R. Norris; K. Peacock & C. Arbuttle (2003) The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology*, 48: 768- 85.

Usseglio-Polatera, P. (1991) Representation graphique synthétique de la signification écologique d'un peuplement. Application aux macroinvertébrés du Rhône à Lyon. *Bulletin d'Ecologie*, 22, 195- 202.

Usseglio-Polatera, P. & H. Tachet (1994) Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: Plecoptera and Ephemeroptera in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 357-375.

Usseglio-Polatera, P.; M. Bournaud; P. Richoux & H. Tachet (2000a) Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: Relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43: 175-205.

Usseglio-Polatera, P.; M. Bournaud; P. Richoux & H. Tachet (2000b) Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia*, 422-423: 153-162. doi: 10.1023/A:1017042921298.

Usseglio-Polatera, P. & J.N. Beisel (2002) Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications*, 18: 197- 211.

Valle, A.; A. Andrada; E. Aramayo; L. Gallez & S. Lamberto (2001) Mielles de la región periserrana del Sistema de Ventania, Argentina. *Investigación Agraria: Serie Producción y Protección Vegetales*, 16 (3): 343-354. Madrid. Bruneau, E., E. Barbier, L. Gallez y Ch. Guyot (2000) La roue des arômes des miels. *Abeilles & Cie. Louvain-la-Neuve, Bélgica*, 77:16-23,

Velasco, J.; M.L. Suarez & M.R. Vidal-Abarca (1998) Factores que determinan la colonización de insectos acuáticos en pequeños estanques. *Oecologia Aquatica*, 11: 87- 99.

Verberk, W.C.E.P.; C.G.E. van Noordwijk & A.G. Hildrew (2013) Delivering on a promise: Integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science. *Freshwater Science*, 32: 531- 547.

Violle, C; M.L. Navas; D. Vile; E. Kazakou; C. Fortunel; I. Hummel & E. Garnier (2007) Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116(5): 882- 892.

Violle, C.; P.B. Reich; S.W. Pacala; B.J. Enquist & J. Kattge (2014) The emergence and promise of functional biogeography. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111: 13690- 13696.

Von Ellenrieder, N. (2007) Composition and structure of aquatic insectas semblages of Yungas mountain cloud forest streams in NWArgentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 66 (3-4): 57-76.

Walker, P.D.; Wijnhoven S. & van der Velde G. (2013) Macrophyte presence and growth form influence macroinvertebrate community structure. *Aquatic Botany*, 104: 80-87.

Washington, H.G. (1984) Diversity biotic and similar indices. *Water Research*, 18(6): 653-694.

Wilhm, J.L & Dorris T.L. (1966) Species diversity of benthic macroinvertebrates in a stream receiving domestic and oil refinery effluents. *The American Midland Naturalist*, 76 (2): 427-445.

Wood, P.J. & P.D. Armitage (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21: 203- 217.

Woodward, G. & A.G. Hildrew (2002) Food web structure in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47: 777- 798.

WWF (2016) Living Planet Report 2016: Risk and Resilience in a New Era. WWF International, Gland, Switzerland.

WWF (2018) Living Planet Report 2018: Aiming Higher (Eds M. Grooten and R. E. A. Almond). WWF International, Gland, Switzerland.

Yabuuchi, Y. & J. Watada (1997) Fuzzy Principal Component Analysis and Its Application. *Journal of Biomedical Fuzzy Systems Association*, 3 (1): 83- 92.

Zhang, M.; R. Muñoz-Mas; F. Martínez-Capel; X. Qu; H. Zhang; W. Peng & X. Liu (2018) Determining the macroinvertebrate community indicators and relevant environmental predictors of the Hun-Tai River Basin (Northeast China): A study based on community patterning. *Science of the Total Environment*, 634: 749-759.